



Peter Bartelmus
Jörg Albert
Heinrich Tschochohei

Wie teuer ist (uns) die Umwelt?

Zur umweltökonomischen
Gesamtrechnung in Deutschland

Nr. 128 • März 2003
ISSN 0949-5266

Wuppertal Papers

Wuppertal Papers sind wissenschaftliche Arbeitspapiere mit einem vorläufigen Charakter und sollen den wissenschaftlichen Diskurs befördern. Stellungnahmen und Diskussionsbeiträge sind von den Autoren ausdrücklich erwünscht. Als Bericht aus einem nicht abgeschlossenen Forschungsprozess heraus ergibt sich, dass der Inhalt nicht die Meinung des Wuppertal Instituts wiedergeben muss.

Wuppertal Papers are scientific working papers of a preliminary character aimed at promoting scientific discourse. Comments and contributions are particularly welcome by the authors. As part of an ongoing research process, the contents do not necessarily reflect the opinions of the Wuppertal Institute.

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH
Abteilung Stoffströme und Strukturwandel
Prof. Dr. Peter Bartelmus
Döppersberg 19
42103 Wuppertal

Tel.: 0202-2492-132

Fax: 0202-2492-138

E-Mail: peter.bartelmus@wupperinst.org

<http://www.wupperinst.org>

Inhalt

Zusammenfassung	4
1. Einführung: Nachhaltigkeitsmessung und „Indikatorenwucherung“	5
2. UGR und IUGR: Die Ökologisierung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung	8
2.1 Physische und monetäre Rechnungen: Spiegelbild der ökonomischen und ökologischen Nachhaltigkeitsanalyse	8
2.2 System oder Rahmenwerk?	13
2.3 Kernfrage Bewertung: Wie schwer oder wie teuer?	17
2.4 Nachhaltigkeitsanalyse durch Ökoindikatoren	21
3. IUGR Deutschland – eine Pilotstudie	25
3.1 IUGR 1990 – vorläufige Ergebnisse	25
3.2 Entwicklung ökologisch korrigierter Makroindikatoren 1991–1995	30
4. Anwendung „Kosteninternalisierung“: Wie ökologisch ist die Ökosteuer? ..	33
4.1 Ökosteuer und Kosteninternalisierung	33
4.2 IUGR Anwendung: Umweltkosten, Ökosteuerereinnahmen und grenzüberschreitende Effekte	36
4.3 Ökosteuer Verwendung und Wirkungsmodellierung	37
5. Ausblick	39
Literatur	40

Zusammenfassung

Die amtliche Statistik der Bundesrepublik liefert mit den umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) ein modulares Rahmenwerk, das wichtige, aber fragmentarische Daten zu einzelnen Umweltbelastungen liefert. Die in Tonnen aggregierten Rohstoffnutzungen und Emissionen zeigen Trends und Ursachen für verschiedene Belastungen, können aber nicht das weltweit anerkannte Leitbild nachhaltigen Wirtschaftens operationalisieren. Hierfür bietet sich die von den Vereinten Nationen propagierte *integrierte* umweltökonomische Gesamtrechnung (IUGR) an. Vor deren Implementierung schrecken allerdings sowohl die amtlichen Statistiker als auch ein eigens eingesetzter wissenschaftlicher Beirat noch zurück.

Der hier vorgelegte Überblick über die Methodik und Aussagekraft der IUGR stellt dar, wie Nachhaltigkeit als Erhaltung des produzierten und Naturkapitals definiert und gemessen werden kann – konsistent und daher vergleichbar mit den wichtigsten Wirtschaftsindikatoren. Eine Pilotstudie der IUGR illustriert dies für Deutschland. Sie zeigt ferner am Beispiel der Ökosteuer, wie Umweltkosten für den rationalen Einsatz von Marktinstrumenten der Nachhaltigkeitspolitik verwendet werden können.

1. Einführung: Nachhaltigkeitsmessung und „Indikatorenwucherung“

Der Erdgipfel von 1992 in Rio de Janeiro erkor nachhaltige Entwicklung zum Königsweg für gesellschaftlichen Fortschritt (United Nations 1994, Preamble, Abs. 1.1 und 1.6). Nachhaltigkeit als zusätzliches Kriterium für Wirtschaftsentwicklung erschien notwendig angesichts neuer, bzw. vernachlässigter Knappheiten und Grenzen von Umweltleistungen sowohl anhaltender Armut in Entwicklungsländern. Das Anliegen des neuen Paradigmas war und ist es daher, Schubladendenken und -politik durch die Verknüpfung des Wirtschaftsprozesses mit ökologischen und sozialen Zielen zu überwinden.

Schwammige Definitionen wie gegenwärtige und künftige Bedürfnisbefriedigung (WCED 1987, S. 43) oder nicht-absinkende Wohlfahrt (Pezzey 1989) ermöglichten generelle Akzeptanz, allerdings ohne klare Verpflichtungen. Regierungen befürworteten nachhaltige Entwicklung, um „grünen“ Widerstand gegen Wirtschaftswachstum zu brechen, Unternehmen wittern darin eine Chance für Innovation, neue Märkte und „Public-Private-Partnerships“ (wie vom Johannesburg-Gipfel propagiert), und gewisse Gruppen der zivilen Gesellschaft sehen sie als Waffe gegen den „gnadenlosen“ Wettbewerb durch Globalisierung.

Tatsache ist, dass seit Rio, abgesehen von lobenswerten Ausnahmen bei einigen Staaten und lokalen Organisationen, nachhaltige Entwicklung nicht umgesetzt (sprich: finanziert) wurde. Eher ist eine Rückkehr zum Wirtschaftswachstum als Leitziel für nachhaltige Entwicklung zu beobachten.¹ Es besteht die Gefahr, dass wir bei diesem Trend wieder in die Schubladenfalle geraten, bei der Fachministerien und Verbände ihre idiosynkratischen Strategien verfolgen und Umweltpolitik in schwachen Ministerien und Agenturen marginalisiert wird. Die mageren Ergebnisse des Johannesburg-Gipfels und die von ihm propagierten Partnerschaften der Regierungen mit der Privatwirtschaft und Zivilgesellschaft könnten diese Marginalisierung noch verstärken.

Ein erster Schritt zur Trendumkehr ist die Operationalisierung des Paradigmas. Die quantifizierbare Definition der Nachhaltigkeit sollte es ermöglichen, die konventionelle Wirtschafts-, Umwelt- und Sozialpolitik mit eindeutigen Fakten zu

¹ Vgl. die Evaluierung der Rio+5 Konferenz (Osborn and Bigg 1998) oder den kürzlichen Monterrey Konsens der Internationalen Konferenz zur Finanzierung von Entwicklung, dessen erklärtes Grundziel es ist, „anhaltendes (sustained) Wirtschaftswachstum zu *erreichen* und nachhaltige Entwicklung zu *fördern* (promote)“ (eigene Hervorhebung und Übersetzung, United Nations 2002b, Abs. 1).

konfrontieren und damit das Ausweichen auf Nachhaltigkeitsrhetorik zu erschweren. Dies ist das Anliegen dieses Artikels, verdeutlicht an einer Pilotstudie der integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnung für Deutschland.

Die integrierende Messung des breiten Spektrums der nachhaltigen Entwicklung ist nicht einfach. Vage Definitionen haben zu einem Wildwuchs von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren beigetragen (Moldan, Billharz und Matravers 1997, United Nations 2001, OECD 1994, Bartelmus 1994, World Bank 1997, Commission of the European Communities 2001). Die Indikatoren leiden unter meist willkürlicher Auswahl, Überschneidungen, gegenseitiger Korrelation und vor allem mangelnder Vergleich- und Aggregierbarkeit auf Grund unterschiedlicher Maßeinheiten. Der Einbau der Indikatoren in mehr oder weniger lose Rahmensysteme wie die Pressure-State-Response Ansätze der Vereinten Nationen (United Nations 1984, Bartelmus 1994) ermöglicht zwar eine bessere Übersicht und Kategorisierung kann aber das Aggregierungsproblem nicht lösen. Lediglich in Einzelfällen können sinnvolle Kennziffern, bspw. durch Äquivalenzfaktoren für Energieträger, Versauerung oder Treibhausgase, gewonnen werden (Adriaanse 1993).

Umfassende Aggregierungsversuche greifen dagegen entweder auf Durchschnittsbildung oder auf die Korrektur von konventionellen Wirtschaftsindikatoren zurück. Bekannte Beispiele sind der Human Development Index (HDI) (UNDP jährlich), der einen Durchschnitt von Pro-Kopf-Einkommen, Lebenserwartung und Bildung darstellt, das Measure of Economic Welfare (MEW) (Nordhaus and Tobin 1972) und der Genuine Progress Indicator (GPI) (Cobb, Halstead and Rowe 1995). MEW und GPI versuchen, durch Subtraktion von „Defensivausgaben“ (Leipert 1984) sowie Addition und Subtraktion von wohlfahrtssteigernden, bzw. schädigenden „Externalitäten“ der Wirtschaftstätigkeit vom Pro-Kopf-Konsum oder dem Volkseinkommen die ökonomischen Standardmaße zu verändern. Auch diese Versuche, ein umfassendes Fortschrittsmaß zu entwickeln, leiden unter methodischen Mängeln, vor allem der willkürlichen Auswahl von zum Teil hoch-korrelierten Indikatoren, der fragwürdigen Mischung unterschiedlicher Bewertungen und mangelnder Konsistenz mit nationalen und internationalen statistischen Standards und Konventionen (Bartelmus 2001b).

Die Mängel der genannten und ähnlicher Indizes ergeben sich aus dem verständlichen Wunsch, möglichst schnell und einfach („quick and dirty“) die wichtigsten Symptome und Trends der Nicht-Nachhaltigkeit zu erfassen. Damit soll eher die Aussagekraft unserer etablierten Wirtschaftsindikatoren in Frage gestellt als echte Entscheidungshilfen geschaffen werden. Zumindest der GPI möchte „die trübe Wachstumspolemik und die damit zusammenhängende abwegige Politik abschießen“ (Cobb, Halstead and Rowe 1995, S. 72, eigene Übersetzung). Die konventionellen Wirtschaftsindikatoren stellen aber nur die Spitze des Eisbergs der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR) dar. Ihre sinnvolle Modifi-

kation kann daher nur durch konsistente und transparente Ausweitung der VGR und ihrer Grunddaten erreicht werden. Das von den Vereinten Nationen herausgegebene System der integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnung (IUGR, engl. SEEA) (United Nations 1993), versucht zumindest die Interaktion von Wirtschaft und Umwelt auf diese Weise zu erfassen. Das könnte in der Tat der „sicherste Weg“ sein, Umweltfragen in konventionelle Wirtschaftspolitik zu integrieren“ (Secretary-General of the United Nations 2000, Abs. 303).

Der nächste Abschnitt behandelt die grundsätzliche Methodik und Leistungsfähigkeit dieses Systems sowie seine Anwendung in und auf Deutschland.

2. UGR und IUGR: Die Ökologisierung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

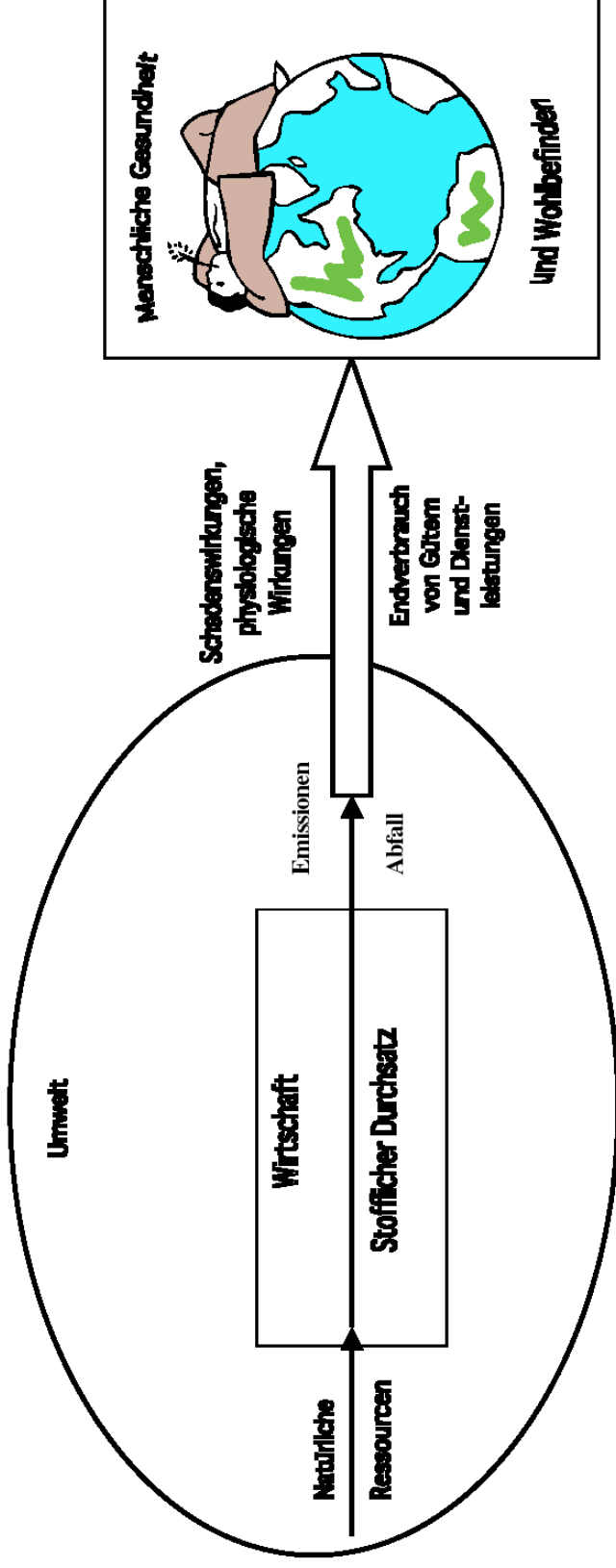
Abbildung 1 illustriert die Interdependenz von Wirtschaft und Umwelt als Leistungen der Natur an die Wirtschaft in Form von Zufuhr von natürlichen Ressourcen und Entsorgung von Schadstoffen. Die Abbildung verweist auch auf weitere Wirkungen von Wirtschaft und Natur für menschliches Wohlbefinden (welfare) durch Endverbrauchsgüter, lebensnotwendige Substanzen und nicht-absorbierte Schadstoffe. Inwieweit derartige Flüsse und Wirkungen von Stoffen und Substanzen Nachhaltigkeit in einer umweltökonomischen Gesamtrechnung abbilden können, wird im Folgenden diskutiert.

2.1 Physische und monetäre Rechnungen: Spiegelbild der ökonomischen und ökologischen Nachhaltigkeitsanalyse

Abbildung 1 deutet auf ein glückliches Zusammentreffen von physikalischen (thermodynamischen) Gesetzen der Gleichheit von Ressourceninputs (Rohstoffen) und Outputs (Eintragung von Reststoffen in die Umwelt) und Prinzipien der auf Inputs und Outputs beruhenden ökonomischen Buchführung hin.² Diese Gemeinsamkeit machen sich die verschiedenen Ansätze der umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) zunutze. Leider zerbricht die Einigkeit bei der Umsetzung der UGR, welche die Aggregierung der physischen Ströme in einer gemeinsamen Maßeinheit erfordert. Die Kernfrage, welche nicht nur die Messung sondern auch die Analyse von Nachhaltigkeit beherrscht, ist, ob diese Maßeinheit in Masse (Gewicht der Stoffe) oder in Geld (Kosten der Umweltbelastungen, Preisen der Umweltleistungen) ausgedrückt werden soll und kann.

² Dieser Zusammenhang beschränkt sich auf die Interaktion von Umwelt und Wirtschaft. Weitere Auswirkungen auf menschliches Wohlbefinden sind nur mit heroischen Annahmen und fragwürdigen Schadensbewertungen in die vorhandenen Rechnungssysteme einzubringen (siehe unten, 2.3). Versuche, die soziale Dimension durch Sozialmatrizen oder Zeitbudgets in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung einzubauen und damit zumindest annäherungsweise nachhaltige Entwicklung abzubilden, stecken noch in den Kinderschuhen. Auch ein „magisches Dreieck“ physischer, monetärer und auf Zeiteinheiten beruhender Systeme (Stahmer 2000) kann nur parallele Systeme aufstellen, vermag aber nicht, diese voll in ein Gesamtsystem zu integrieren. Diese Untersuchung beschränkt sich daher auf das, was gegenwärtige Gesamtrechnungen leisten können, nämlich die Beschreibung der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit der laufenden Wirtschaftsaktivität und des Wirtschaftswachstums.

Abb. 1: Umwelt, Wirtschaft und Wohlbefinden



Quelle: Bartelmus (2001a), modifiziert

Die Frage „wie teuer ist (uns) die Umwelt?“ wird somit von Ökonomen und Umweltwissenschaftlern³ unterschiedlich beantwortet. Die ökologische Sichtweise unterstreicht das „uns“ und setzt entsprechende Ziele und Standards für die physische Belastung der Natur durch Stoffentnahme und -abgabe. Märkte werden dabei als ungeeignet für die Bewertung eines unteilbaren Gemeinguts angesehen. (Umwelt)Ökonomen betonen das „teuer“ und setzen auf monetäre Bewertungen durch die Marktteilnehmer. Sie ziehen so weit wie möglich individuelle Präferenzen einer staatlichen Bevormundung vor, wenn es darum geht, die Bedeutung von Umweltleistungen für die Wirtschaft festzustellen. Dementsprechend können zwei quantifizierbare Nachhaltigkeitskriterien für die Wechselbeziehung zwischen Umwelt und Wirtschaft unterschieden werden (Bartelmus 2001b, S. 17):

- *Ökologische Nachhaltigkeit* zielt auf die Verminderung von Belastungen der Tragfähigkeit natürlicher Systeme ab. Als Indikator bietet sich die Reduktion des Stoffdurchsatzes um einen bestimmten Faktor, d.h. die „Dematerialisierung“ der Wirtschaft, an.
- *Ökonomische Nachhaltigkeit* erweitert das gängige Nachhaltigkeitsprinzip der Kapitalerhaltung für künftiges Wirtschaftswachstum auf „Naturkapital“ und bewertet nicht nur den Verbrauch des Anlagevermögens sondern – als zusätzliche Produktionskosten – auch den des Umweltvermögens.

Verschiedene Ansätze der UGR versuchen diesen Kriterien gerecht zu werden oder zumindest relevante Daten bereitzustellen. Abbildung 2 stellt die wichtigsten physischen und monetären Rechnungen in einem gemeinsamen Rahmenwerk dar.⁴ Die hierbei angedeuteten Verknüpfungsmöglichkeiten sind schon deshalb von Bedeutung, weil die monetär-physische Dichotomie sowohl bei der Revision des UN System for integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA) (United Nations et al. in Vorb.) als auch bei der Begutachtung der UGR des Statistischen Bundesamts durch einen wissenschaftlichen Beirat (Beirat „Umwelt-ökonomische Gesamtrechnungen“ 2002) eine zentrale Rolle gespielt hat.

Physische Daten in verschiedenen Maßeinheiten wurden in den Ressourcen-Konten in Norwegen (NRA: Alfsen, Bye and Lorentsen 1987), den Material- und Energiebilanzen (Ayres 1976) sowie als Gegenstück zur monetären Rechnung im SEEA (United Nations 1993) soweit wie möglich kompatibel mit den volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen präsentiert. Die Integrationsfähigkeit dieser physischen Bilanzen ist wegen der nicht-monetären Bezugsgrößen beschränkt, es sei denn, sie greifen auf einen gemeinsamen „Zähler“ zurück. Ein derartiges

³ Diese grobe Kategorisierung dient hier nur der vereinfachenden Illustration einer durchaus vorhandenen Polarisierung von ökologisch orientierten und eher neoklassischen Ansätzen in der Nachhaltigkeitsdiskussion (Bartelmus (2000)).

⁴ Die detaillierte Beschreibung der verschiedenen physischen und monetären Rechnungen würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Vgl. hierzu die revidierte Fassung des SEEA (United Nations et al. in Vorb.) oder den Überblick in einer UNESCO Enzyklopädie (Bartelmus 2001a).

Wägungsmaß stellt vor allem das Gewicht der Stoffflüsse in den Physischen Input-Output Tabellen (PIOT: Stahmer, Kuhn und Braun 1997) und der Stoffstrombilanzierung (Bringezu 2000, Eurostat 2001) dar. Die regionalen Rechnungen könnten zwar auch bei monetären Ansätzen angewandt werden, sind aber in Abbildung 2 mehr im Hinblick auf die (nicht-monetäre) geographische Flächennutzung angeführt. Es ist eine offene Frage, ob derartige Boden/Landnutzungsstatistiken eher Basisdaten als eine Gesamtrechnung darstellen.

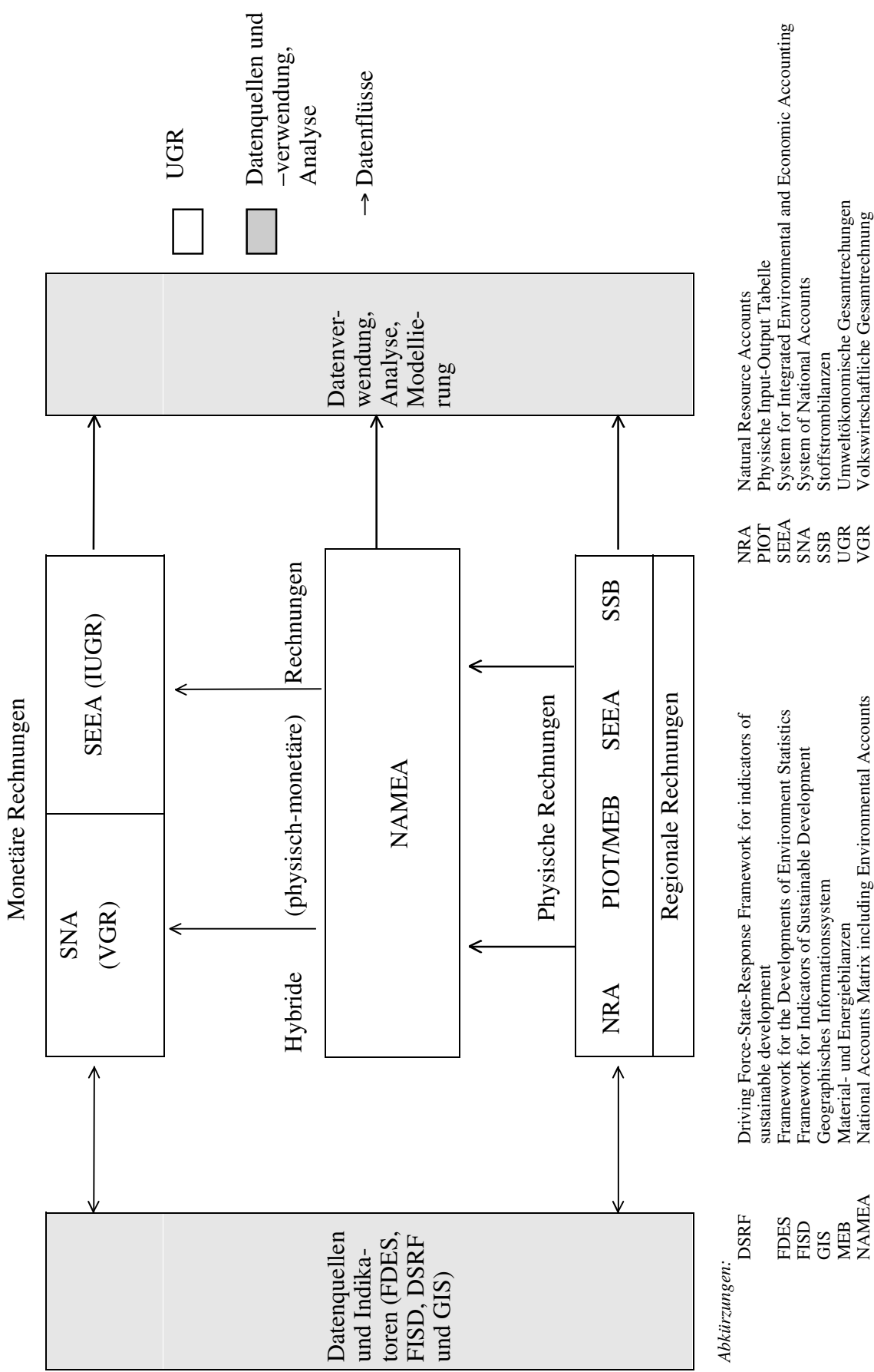
Die gemischte, physisch-monetäre National Accounts Matrix including Environmental Accounts (NAMEA: Keuning and de Haan 1998) stellt einen von der amtlichen Statistik häufig bevorzugten Kompromiss dar. Prinzipiell werden hier „lediglich“ die physischen Daten der Umweltstatistik den verursachenden Sektoren zugeordnet.

Zum einen kann dieser Kompromiss als Zwischenschritt für die monetäre Bewertung in dem SEEA angesehen werden; zum anderen sind auch durchaus eigenständige Input-Output-Analysen mit derartigen „Hybriden“ möglich.

An der monetären Bewertung von Umweltbelastungen und -schäden scheiden sich die Geister. Die deutsche amtliche Statistik lehnt derartige Bewertungen in der UGR weitgehend ab und wird darin von dem bereits erwähnten Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ (2002) (siehe hierzu Abschnitt 2.3) unterstützt. Das ursprüngliche SEEA (United Nations 1993) und sein operationales Handbuch (United Nations 2000) steuern die völlige Integration der Umweltkosten in die relevanten Teile der VGR an. Die revidierte Fassung des SEEA ist weniger beherzt und beschreibt eine derartige Integration nur als kontroverse Option für die Berechnung von modifizierten Indikatoren (United Nations et al. in Vorb., Kap. 10). Die Vor- und Nachteile und Realisierungsmöglichkeiten dieser Option werden in den nächsten beiden Abschnitten diskutiert.

Die zentralen weißen Kästen der Abbildung 2 stellen die verschiedenen Versuche dar, Umweltdaten und wirtschaftliche Indikatoren systemisch miteinander zu verbinden. Sie sind als die eigentlichen Gesamtrechnungen anzusehen. Daneben stehen die Basisdaten (schattierter Kasten), vor allem aus der Umweltstatistik (auf internationaler Ebene: United Nations 1984, 1988, 1991) und aus mehr oder weniger geordneten Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren (siehe Abschnitt 1). UGR Indikatoren können prinzipiell auch in diese Indikatorenlisten aufgenommen werden. Zum anderen zeigt der ebenfalls schattierte Kasten auf der rechten Seite, dass UGR Ergebnisse entweder direkt von den Entscheidungsträgern verwendet oder auch zunächst durch den Filter von ökologisch-ökonomischen Modellen geschleust werden können (siehe Abschnitt 2.2).

Abb. 2: Rahmenstruktur für umweltökonomische Gesamtrechnungen



Derartige Analysen und die eigentliche UGR sollten sich wechselseitig befruchten, damit die weitere Entwicklung der UGR nicht einseitig den Statistikern überlassen wird, aber auch andererseits nicht versucht wird, dieselben verfehlten Erwartungen, wie an die VGR (bspw. nach Wohlfahrtsmessung), zu erfüllen.

2.2 System oder Rahmenwerk?

Wirtschaftswachstum und -entwicklung stellen hochaggregierte Konzepte des wirtschaftlichen Fortschritts eines Landes oder Region dar. Entsprechend sind auch Konzepte und Indikatoren der Nachhaltigkeit zunächst als Aggregate für die Gesamtwirtschaft zu definieren. Ebenso wie der Beitrag einzelner Wirtschaftsbereiche zum Gesamtergebnis als Wertschöpfungsanteil am Sozialprodukt erfasst wird, sind dann aber auch die sektoralen Beiträge zur Nachhaltigkeit (Kapitalbildung, Reinvestition in Wirtschaft und Natur) und Nicht-Nachhaltigkeit (Umweltbelastungen und -kosten) als Teileffekte im Hinblick auf die gesamte nationale/regionale Nachhaltigkeitssituation zu definieren.

Die Betonung liegt in beiden Fällen der sektoralen Aufgliederung auf „Beitrag“, d.h. auf der Additivität der Einzelergebnisse und -wirkungen von Wirtschaftsakteuren und -sektoren. Gelingt die Aggregation der sektoralen oder individuellen Beiträge nicht oder wird sie durch fragwürdige Bewertungen verzerrt, erhalten wir zwar aufrüttelnde Warnsignale durch einzelne Kennziffern aber keine klare Aussage zur Nachhaltigkeit unseres Wirtschaftens. Nachhaltigkeitsmessung zur Unterstützung der Nachhaltigkeitspolitik verlangt somit die volle Integrationsfähigkeit (Vergleichbarkeit) der Indikatoren untereinander, aber auch mit dem gesamten Wirtschaftsergebnis.

Offensichtlich lässt sich dies nur in einem konsistenten *System*, nicht aber in einem Rahmenwerk von nur lose verbundenen Modulen erreichen. Das ursprüngliche SEEA (United Nations 1993) und sein Handbuch (United Nations 2000) stellen ein derartiges System dar. Es erzielt Integration durch die monetäre Bewertung von Umweltbelastungen in einer kompatiblen Erweiterung der VGR. Abbildung 3 zeigt die Grundstruktur einer derartigen integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnung (IUGR). Der Systemcharakter der VGR wird dabei voll gewahrt durch

- den Einbau von Naturkapital (Umweltvermögen) – zusätzlich zum Wirtschaftsvermögen in die Vermögensbilanzen;
- die kostenmäßige Erfassung des Naturkapitalverbrauchs – zusätzlich und analog zum Wert der Abnutzung des Anlagekapitals – in den Produktions-, Einkommens- und Verwendungskonten;

- die dadurch erreichte Verknüpfung von Bestands- und Flussrechnung – mittels konsistenter Erfassung der Bestandveränderung, wie durch die Überkreuzung der beiden Rechnungen in Abbildung 3 angedeutet, sowie
- die Beibehaltung aller Bilanzierungsgleichungen und Berechnungsverfahren für die Wirtschaftsaggregate (siehe Abschnitt 2.4).

Vergleicht man damit das auch vom Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ (2002)⁵ befürwortete modulare Rahmenwerk der UGR (wohlweislich ohne das „I“) des Statistischen Bundesamts (Abb. 4), erkennt man, dass keine echte Integration mit der VGR vorliegt – außer bei den Ausgaben für Umweltschutz, welche ohnehin bereits Bestandteil der VGR sind und lediglich einer geeigneten Aufgliederung bedürfen. Mangelnde Integration zeigt sich im Einzelnen daran, dass

- die Materialflüsse zwar bilanzmäßig dargestellt und in physische Input-Output Tabellen eingeführt werden können, aber nicht deckungsgleich sind mit den Kosten- und Kapitalverbrauchsbegriffen der VGR; sie lassen sich daher nicht als Gegenstück zu den Flussgrößen der VGR abbilden;
- die Flächennutzung (und die dazu gehörigen geographischen Informationssysteme) und die Indikatoren des Umweltzustandes eher der Umweltstatistik zuzuordnen sind, da auch sie kein physisches Gegenstück zur VGR finden;
- die Vermeidungskosten, welche den Ansatz zu einer Bewertung des Naturkapitalverbrauchs darstellen könnten, von der amtlichen Statistik als hypothetisch und nur für Teilaspekte anwendbar angesehen werden (Schoer 2001, S. 41).

In der Tat muss der modulare Ansatz auf die Kategorien des Rahmenwerks der Umweltstatistik und Nachhaltigkeitsindikatoren (Pressure-State-Response Framework) zurückgreifen, um wenigsten einen losen Zusammenhang zwischen den verschiedenen Modulen herzustellen.

Die Frage ist, was an der umweltökonomischen Gesamtrechnung bei einer derartigen Fokussierung auf physische Module noch „ökonomisch“ und „gesamt“ (hinsichtlich der ökologisch-ökonomischen Interdependenz) ist. Es scheint, dass hier eher „Umweltrechnungen“ oder besondere Formen der Umweltstatistik als ökologisch-ökonomische Gesamtrechnungen vorliegen. Die vom Beirat angeführten Belastungs-, Zustands-(Umweltqualitäts-) und Reaktionsindikatoren (S. 56) passen auch gut in den Pressure-State-Response-Ansatz der Umweltstatistik (United Nations 1984), wo sie auch besser aufgehoben sein dürften. Ähnliches trifft auch für Indikatoren der Bodennutzung und Sozialindikatoren zu, welche bereits Bestandteil von eigenständigen Fachstatistiken der Flächennutzung (land use) bzw. der Sozialstatistik sind.

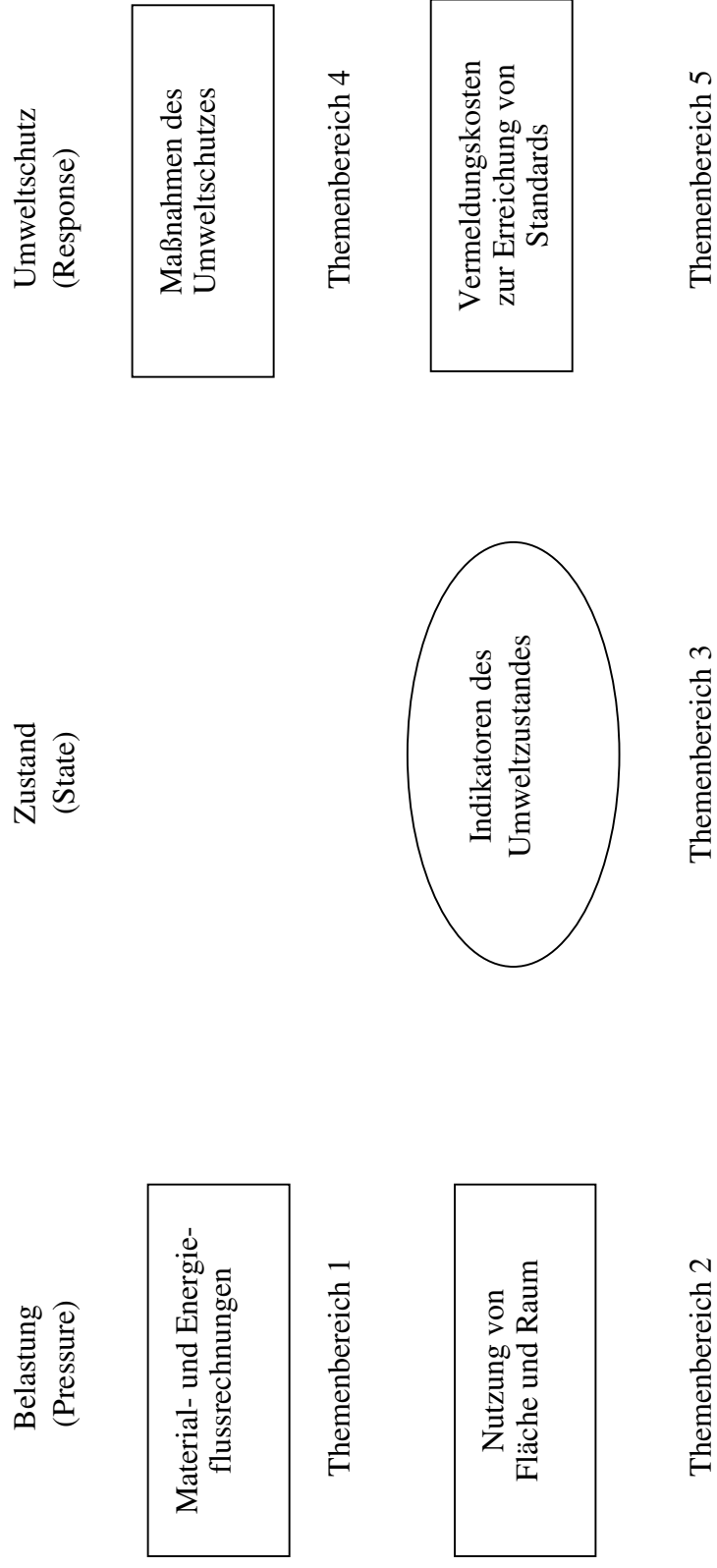
⁵ Im Folgenden kurz mit Seitenzahlen in Klammern zitiert.

Abb. 3: Grundstruktur der IUGR (SEEA)

ANFANGSBESTAND			Wirtschaftsvermögen (WV ₀)	Umweltvermögen (UV ₀)
			+	
Aufkommen	INLÄNDISCHE PRODUKTION (Industriezweige)	ENDVERBRAUCH (Haushalte, Staat)	KAPITALBILDUNG	KAPITALBILDUNG
	Output (O _i)			ÜBRIGE WELT
	Vorleistungen (VL _i)	Endverbrauch (C)	Bruttoinvestition (BI)	Importe (M)
	Kapitalverbrauch (KV _i)		Kapitalverbrauch (-KV)	Exporte (X)
Kapitalverbrauch des Anlagevermögens				
Naturkapitalverbrauch	Umweltkosten der Industriezweige (UK _i)	Umweltkosten des Endverbrauchs (UK _c)	Naturkapitalverbrauch (-UK)	
			+	
			Sonstige Veränderungen des Wirtschaftsvermögens (ΔWV)	Sonstige Veränderungen des Umweltvermögens (ΔUV)
			=	
ENDBESTAND			Wirtschaftsvermögen (WV ₁)	Umweltvermögen (UV ₁)

Quelle: P. Bartelmus (2001a).

Abb. 4: UGR – Deutschland



Quelle: Statistisches Bundesamt (2002), S. 128.

Die Interpretation von „Umweltindikatoren in der Form von Nachhaltigkeitsindikatoren“ (S. 54) und die ausführliche Diskussion des Umweltbarometers (S. 53 ff., 93 ff.) scheinen dies zu bestätigen. Das verständliche Ziel der volkswirtschaftlichen Gesamtrechner ist, mit Hilfe dieser Indikatoren Umweltfragen mit minimalem Aufwand in die UGR einzubringen. Der Beirat ist sich hierbei der Problematik des Verlustes von „Systemcharakter“ durchaus bewusst, begnügt sich aber damit, auf „eine noch zu definierende Nähe [der UGR] zu den volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen“ (S. 26) hinzuweisen.

Schwierige und aufwendige Umweltkostenrechnungen und daraus abzuleitende Modifikationen der wichtigsten Wirtschaftsindikatoren werden aus den gleichen Gründen, aber auch begründet mit der „Objektivität“ amtlicher Statistik, in die „Modellierung“ verschoben. Letzteres wird nachdrücklich aber unkritisch – hinsichtlich der stets vorhandenen Vereinfachungen, Annahmen und Vorgaben von Modellen⁶ – vom Beirat unterstützt. Die extensive Diskussion und Befürwortung einzelner Modelle (S. 24, 25, 96 ff.) in dem Gutachten ist nicht ganz verständlich, da der Beirat selbst einräumt, dass Modelle kein Teil der deskriptiven UGR sein sollten (S. 88). Eher verständlich ist dagegen der Vorschlag, umweltökonomische Modelle durch einen neuen umweltökonomischen Beirat zu untersuchen und auszuwerten (S. 13, 107).

Der Angelpunkt einer integrativen Messung ist die Bewertung, bzw. Gewichtung der verschiedenen Umweltbelastungen. Der folgende Abschnitt diskutiert die Funktionen und Messbarkeit von Umweltbelastungskosten innerhalb eines Satellitensystems der VGR.

2.3 Kernfrage Bewertung: Wie schwer oder wie teuer?

Bei der Beantwortung der Frage, ob das Gewicht der Umweltlast oder deren Kosten zur Aggregation und zum Vergleich mit dem Wirtschaftsergebnis herangezogen werden sollen, scheinen sich im Beirat die konservativen Statistiker und umweltökonomisch orientierten Modellierer durchgesetzt zu haben. Ihre Antwort ist klar: es ist nicht „zweckmäßig“ (S. 3), „seriös“ (S. 11), „verantwortungsvoll“ (S. 32) und „in absehbarer Zeit lösbar“ (S. 49), Umweltbelastungen in der UGR monetär zu bewerten. „Im Zweifelsfall ist es besser, mit physischen Daten differenziert zu argumentieren als mit wenig belastbaren Methoden eine Monetarisierung vorzunehmen zu wollen“ (S. 8). Dies könnte so interpretiert werden, dass es im Zweifelsfall besser sei, genaue aber weniger wichtige (differenzierte) als weniger akkurate aber politikrelevante (integrierte) Daten bereitzustellen. Ist die

⁶ Vgl. bspw. die unterschiedlichen „Antworten“ auf den Fragenkatalog zu Modelleigenschaften von fünf ausgewählten umweltökonomischen Modellen in Deutschland (Frohn, Leuchtmann und Kräussl 1998, Anhang).

offenbar akzeptierte Gewichtung mit Gewicht in der Materialflussanalyse tatsächlich „verantwortungsvoller“ als die Gewichtung mit den Kosten, welche ein verantwortungsvoller Umgang mit Umweltbelastungen hätte aufbringen sollen?

Statt der generellen Abwertung der Monetarisierung durch eine ähnliche Gegenwertung zu begegnen, sollen im folgenden die theoretischen und praktikablen Aspekte der physischen und monetären Bewertung etwas genauer untersucht werden. Ziel ist, abschließend die Aussagekraft und Politikrelevanz der resultierenden Aggregate und Indikatoren hinsichtlich der Nachhaltigkeitsmessung zu beurteilen.

Die Haltung des Beirats zur Aufaddierung von Tonnen in den Materialkonten und Input-Output-Rechnungen ist ambivalent. Implizit wird diese Addition durch die generelle Befürwortung der Materialbilanzen akzeptiert. Im Hinblick auf die Kritik der „Tonnenideologie“ wird aber die Aggregierbarkeit mit Hinweis auf die (notwendige) Differenzierung der Stoffströme (S. 62) einschränkend beurteilt.

Dem kann man durchaus zustimmen. Physische Aggregate können nur in sektoraler und funktionaler Untergliederung sinnvoll das Umweltmanagement unterstützen, da auf Meso- und Mikroebene die Wirkungen von Stoffentnahmen und -abgaben noch mehr oder weniger bekannt sind. Je höher der Aggregierungsgrad, umso weniger leisten die Indikatoren jedoch Entscheidungshilfe und können wohl nur noch Warnfunktionen wahrnehmen.

Die Differenzierung nach Materialarten und Wirtschaftssektoren erhöht zwar die Aussagekraft von Stoffflüssen, reicht aber nicht für eine echte Belastungsmessung aus. Der Grund ist, dass Materialinputs zwar potentielle Belastungen indizieren, aber den Zeitpunkt und Ort der Belastung nicht erfassen. Ferner zeigt der Vergleich mit der Vermögensrechnung der IUGR (wie auch in Abb. 3 illustriert), dass

- für die Messung der Verfügbarkeit von Naturkapital nicht nur die laufenden Stoffinputs und -importe, sondern auch alle „sonstigen Vermögensänderungen“ (Wertänderung auf Grund neuer Technologien, Preisänderungen, Wirkungen von Naturkatastrophen, Entdeckungen) zu berücksichtigen sind und
- nur permanenter Abbau von Naturkapital (wie beim produzierten Kapital) – über die Regenerations- und Absorptionsfähigkeiten der Umwelt (also ihrer eigenen „Reparaturen“) hinaus – als langfristiger Nachhaltigkeitsverlust anzusehen ist.

Die Ambivalenz des Beirats hinsichtlich der Aggregation von Stoffströmen ist wohl der Grund dafür, dass weder der Beirat selbst noch die ergänzende Darstellung der Bilanzen durch das Statistische Bundesamt auf die Ermittlung von Input- und Outputindikatoren der Stoffstromrechnung (Adriaanse et al. 1997, Matthews et al. 2000, Fischer-Kowalski and Amann 2001, Bringezu 2002) eingehen. Stattdessen wird lediglich das eher ungewöhnliche Konzept eines

physischen Nettoprodukts vorgestellt, welches sich durch den vollständigen Bruch mit ökonomischer Analyse auszeichnet: das Aggregat ist als die Summe der physischen Bruttoanlageinvestition und des Exports definiert unter Ausschluß des Konsums privater und öffentlicher Haushalte, der als intermediär angesehen wird. Damit wird das Grundziel des Wirtschaftens, nämlich Bedürfnisbefriedigung, einer ökosystemaren Betrachtung von Stoffflüssen und ihrer ökologischen „Produktivität“ geopfert.

Generell spricht aber der Beirat – durchaus korrekt – von der Schwierigkeit, „Stoffflüsse ... auf einen gemeinsamen Nenner zu bringen“ (S. 58 f.), woraus sich die Notwendigkeit der „Verzahnung“ von UGR und Indikatoren ergibt. Prioritätensetzung, normative Entscheidungen und Konsensfindungsgespräche werden als die möglichen Mittel einer Informationsverdichtung bei den physischen Rechnungen vorgeschlagen. Die Gleichgewichtung von Tonnenaggregaten mittels „qualitativer Angaben“ (Beirat, S. 90) oder „Konsensfindungsgespräche“ (S. 59) zu verbessern, erscheint aber als relativ hilfloser Versuch, die unterschiedliche Bedeutung der verschiedenen Umweltbelastungen nachträglich zu berücksichtigen. Aussagekräftiger, allerdings auch auf Einzelthemen begrenzt, sind da schon die auf naturwissenschaftlichen Kriterien beruhenden „Themenäquivalente“ für Beiträge von Emissionen zum Treibhausgaseffekt oder der Versauerung von Gewässern (Keuning and de Haan 1998, S. 148, 149).

Der Beirat erkennt zwar, dass die Bedeutung von Umweltbelastungen im Hinblick auf die Vergleichbarkeit mit der Wirtschaftsleistung wohl am besten durch eine monetäre Bewertung erreicht werden könnte, lehnt aber eine derartige Bewertung mit den Hinweisen ab, dass

- Individuen überfordert seien, über eventuelle Umweltbelastungen Aussagen zu machen (S. 32);
- die Bewertung eines öffentlichen Gutes mangels Marktpreise im Rahmen der UGR nicht möglich sei (S. 7);
- weitere Vermeidungskostenkurven vom Statistischen Bundesamt wegen des hohen Zeitaufwands nicht ermittelt werden könnten (S. 156).

Zur Rechtfertigung der ersten beiden Punkte wird generell die Problematik der Schadensmessung, also negativer Nutzenerfassung, hervorgehoben. Zwar unterscheidet der Beirat prinzipiell Vermeidungskosten für unmittelbare Umweltbelastungen des Ressourcenverbrauchs und Emissionen/Abfälle (S. 8), vermischt diese aber häufig bei der ablehnenden Argumentation bezüglich monetärer Wertungen. So wird die generelle Bewertungsproblematik mit fünf „Einschränkungen“ begründet, welche allesamt mit Schadensmessung und -wirkungen (Zahlungsbereitschaft der Bürger, Schutz von Leben und Gesundheit, langfristige Auswirkungen des Klimawandels, Biodiversität, Nutzeneinbußen künftiger Generationen) argumentieren (S. 28 ff.).

Diese Vermengung lässt sich aus dem Wunsch von Umweltökonominnen nach der Optimierung von Ressourcenallokation erklären. Optimale Allokation von knappen Ressourcen ist durch die Internalisierung von Externalitäten (Umweltschäden u.a. soziale Kosten und Nutzen) in die Planung der Wirtschaftsakteure zu erzielen. Allerdings ist die VGR und entsprechend die von ihr abgeleitete IUGR nicht für Nutzen- und Wohlfahrtsmessung und die Modellierung von Optimalität konzipiert, sondern bezweckt lediglich die Beschreibung der Wirtschaftsaktivitäten einer vergangenen Rechnungsperiode. Dem Beirat ist daher durchaus bei seiner Ablehnung von Kosten-Nutzen-Analysen im Rahmen der UGR zuzustimmen. Bereits das ursprüngliche SEEA sieht die Schadensbewertung als experimentell (United Nations 1993, Abs. 321, 322) an, und sein neueres operationales Handbuch empfiehlt diese kaum praktikable Bewertung für die Makroebene daher nicht weiter (United Nations 2000, Abs. 12, 30).⁷

Damit verbleiben von den ursprünglich vorgeschlagenen Bewertungsmethoden neben der relativ inkontroversen Marktpreisbewertung des Rohstoffabbaus⁸ nur die sog. (Kapital)Erhaltungskosten (maintenance costs) für Schadstoffemissionen, Abfälle und andere Verluste an Umweltfunktionen (Habitat, Erholung etc.). Die Erhaltungskosten stellen die – versäumten – Reinvestitionskosten zur Erhaltung des Naturkapitals dar. Wie die konventionellen Abschreibungskosten sind sie hypothetisch, da die tatsächlichen Kapitalverluste im allgemeinen nicht während der laufenden Rechnungsperiode, noch zwangsläufig später, durch Reinvestition aufgefangen werden. Beim quantitativen und qualitativen Abbau des öffentlichen Gutes Natur stellen diese Belastungen „soziale“ Kosten dar, also eine Mahnung an die Gesellschaft, mit den gegebenen technologischen Möglichkeiten diesen Naturkapitalverbrauch „in Rechnung zu stellen“ und die so gewonnen Mittel für Kapitalerhaltung zu verwenden. Auf diese Weise werden die Erhaltungskosten in Analogie zu den Kosten des Verbrauchs des Anlagevermögens definiert und nach dem Prinzip der besten verfügbaren Technologie messbar gemacht (Bartelmus 1998, S. 292–294).

Es ist festzuhalten, dass zwar die Reinvestition und die entsprechende Internalisierung der Umweltkosten in der Tat hypothetisch sind, aber die Belastung der Umwelt de facto stattgefunden hat. Somit können die Erhaltungskosten als eine Gewichtung der tatsächlichen physischen Belastungen durch Produktion, Akkumulation und Konsum entsprechend dem Nachhaltigkeitsprinzip der Kapitalerhaltung angesehen werden. Falls die Wirtschaftsakteure dieser Verpflichtung bereits „freiwillig“ nachkommen, kann davon ausgegangen werden, dass zumindest ein Teil dieser Kosten in ihre Budgets einkalkuliert ist. In diesem Fall

⁷ Das gerade revidierte SEEA 2000 ist hier weniger eindeutig, indem es ausführlich auf die Kosten-Nutzen-Analyse eingeht, ohne die Rolle dieses optimierenden (ex-ante Ansatzes) in einer deskriptiven Gesamtrechnung zu klären.

⁸ Zur Bewertungstechnik für das sog. „natürliche Wirtschaftskapital“, d.h. Rohstoffe, die auf Märkten gehandelt werden, und deren Abbaus (depletion) siehe Abschnitt 3.1 und Fußnote 14.

generieren die Leistungsrechnungen der VGR überhöhte Netto-Wertschöpfungswerte, welche durch die IUGR korrigiert werden.

Die hypothetische Auswirkung einer Internalisierung auf Wirtschaftsstruktur und -wachstum kann prinzipiell durch ökonometrische Modelle abgeschätzt werden. Hier zeichnet sich eine mögliche Verknüpfung von ex-post Rechnung mit ex-ante Analyse ab. Allerdings erfordert dies, wie oben ausgeführt, restriktive und häufig undurchsichtige Modellannahmen. Die Erfassung der Kosten der tatsächlichen Umweltbelastung geben aber bereits einen ersten empirischen Hinweis auf die Höhe der durch Marktinstrumente zu internalisierenden Kosten, bspw. die Höhe einer Ökosteuer. Spätere IUGR-Ergebnisse könnten zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Umweltbelastung und Wirtschaftsstruktur sowie einer möglichen Veränderung der Steuersätze herangezogen werden, ohne auf Modellierung zurückzugreifen.

Schließlich sei noch auf das Argument des Aufwands für die Erstellung von Kostenkurven und, implizit, Grenzkostenkurven eingegangen. Bereits in der VGR verliert das Argument der Annäherung an Marktpreise durch Grenzkostenmessung bei der kostenmäßigen Erfassung von öffentlichen Gütern an Gewicht (United Nations et al. 1993, Abs. 9.91). Da die Nachfrageseite keinen marktmäßigen Einfluss auf den Wert der Staatsausgaben nimmt, ist – durchaus analog zur Bewertung anderer öffentlicher Güter – bei einzelnen Umweltbelastungen auf durchschnittliche (Vermeidungs-)Kosten zurückzugreifen. Die Absicht ist ja auch nicht, einen Marktwert für die Umweltleistung zu simulieren, sondern lediglich eine Gewichtung der verschiedenen Umweltbelastungen entsprechend der von der Gesellschaft aufzubringenden Ausgaben für Umweltschutz durchzuführen. Selbst bei Setzung von Umweltstandards als Ersatz für die Nachfrageseite könnten diese Standards über oder unter dem unbekannten optimalen Ausmaß der Umweltbelastungen liegen, so dass auch hier eher eine Durchschnittskosten- als eine Grenzkostenmessung angebracht ist.

2.4 Nachhaltigkeitsanalyse durch Ökoindikatoren

Tabelle 1 zeigt einen vereinfachten Überblick über die Nutzung von UGR und IUGR Indikatoren in Nachhaltigkeitsanalyse und -politik. Die nächsten Abschnitte (3 und 4) untersuchen die hier erörterten Prinzipien empirisch an Hand einer Fallstudie.

Tabelle 1. Indikatoren und Nachhaltigkeitsstrategien

	<i>Ökologische Nachhaltigkeit</i>	<i>Ökonomische Nachhaltigkeit</i>
Schlüssel-indikatoren^a	UGR: Materialinput (MI), Materialoutput (MO), Bruttoinlandsprodukt pro globalen Materialaufwand (BIP/GMA)	IUGR: Ökoinlandsprodukt (ÖIP), Ökonettoinvestition (ÖNI), Umweltkosten (UK)
Nachhaltigkeits-strategie	Abkopplung von Wirtschaftswachstum und Umweltbelastung durch Dematerialisierung	Erhaltung von produziertem Kapital und Naturkapital durch Reinvestition
Nachhaltigkeits-stärke	Relativ stark	Schwach
Instrumente	<ul style="list-style-type: none"> – Standardsetzung (Faktor X) und Regulierung – Fiskalische Anreize – Technologie – Information und Bildung 	<ul style="list-style-type: none"> – Ökoindikatoren in der Wirtschaftspolitik – Kosteninternalisierung durch Marktinstrumente

^aAkronyme der Indikatoren: siehe Text und Abb. 3.

Die von der deutschen UGR favorisierte Messung physischer Indikatoren und ihre Gewichtung mit Gewicht (Materialinput MI der Stoffströme und Materialoutput MO der Emissionen und Abfälle) erlaubt, wie oben beschrieben, die Analyse der ökologischen Nachhaltigkeit als Dematerialisierung der Wirtschaftsaktivitäten. Prinzipiell erfordert ein derartiges Dematerialisierungskonzept eine Antwort auf die Frage: wieviel Dematerialisierung? Wie auch in dem vom Beirat favorisierten Umweltbarometer, sind also normative Zielsetzungen für die physischen Aggregate zu formulieren.

Auf der Makroebene versucht dies – für die Summe des Materialinputs – der populäre (aber vom Beirat nicht weiter diskutierte) Faktor 4 (von Weizsäcker, Lovins und Lovins 1995). Als „Leitplanke“ für eine ökologisch nachhaltige Wirtschaftspolitik fordert Faktor 4 eine vierfache Steigerung der Ressourcenproduktivität (BIP/GMA: Bruttoinlandsprodukt pro globalen Materialaufwand) zwecks Abkopplung des Materialverbrauchs vom Wirtschaftswachstum.⁹ Dies ist vor allem durch innovative Produktionsverfahren und Suffizienz in den Konsummustern (Linz et al. 2002) zu erzielen.

⁹ Siehe Bringezu 2002 und Bartelmus 2002 zu weiteren Indikatoren der Stoffstrombilanzierung und ihrer Aussagekraft hinsichtlich Nachhaltigkeit. Der Schwerpunkt dieses Artikels liegt hingegen auf der Erstellung und Verwendung der monetären Ökoindikatoren der IUGR.

Ökonomische Nachhaltigkeit zielt dagegen auf Kapitalerhaltung ab und misst hierzu, zusätzlich zum Verbrauch des produzierten Kapitals, den Verbrauch des Naturkapitals als Umweltkosten (UK). Als Ergebnis des Abzugs des gesamten Kapitalverbrauchs von den konventionellen Bruttoindikatoren der VGR erhalten wir neue Nettoindikatoren des Ökoinlandsprodukts (ÖIP) und der Ökonettoinvestition (ÖNI). Prinzipiell würde ein langfristig positiver Trend des ÖIP daher nachhaltigeres¹⁰ Wirtschaftswachstum signalisieren. Bei den vorliegenden, meist relativ kurzen Zeitreihen erscheint der ÖNI-Indikator plausibler. Er zeigt Jahr für Jahr, ob es einer Wirtschaft gelungen ist, auch nach Berücksichtigung des Naturkapitalverbrauchs, neues Kapital für künftiges Wirtschaftswachstum zu schaffen. Für die Erzielung von ökonomischer Nachhaltigkeit bieten sich Marktinstrumente der Kosteninternalisierung an, welche entsprechend der gemessenen Umweltkosten veranlagt werden können (siehe Abschnitte 2.3 und 4).

Zur Beurteilung dieser Ökoaggregate ist festzuhalten, dass sie in voller Konsistenz mit den konventionellen Wirtschaftsaggregaten abgeleitet sind und demnach allen Bilanzierungsgleichungen der VGR genügen. Damit können auch in der empirischen Anwendung die üblichen „checks and balances“ zur Konsistenzprüfung und Validierung der Ergebnisse angewandt werden. Die beiden wichtigsten definitorischen Gleichungen ergeben sich hierbei direkt durch Summierung (bzw. Subtraktion von Kosten) in Abbildung 3 als Identität der Entstehungs- und Verwendungsrechnung (Gleichung 1) sowie der Anfangs- und Endbestände in der Vermögensrechnung (Gleichung 2):¹¹

$$(1) \quad \begin{aligned} \text{ÖIP} &= \sum (\text{O}_i - \text{VL}_i - \text{KV}_i - \text{UK}_i) - \text{UK}_c = \text{NIP} - \text{UK} = \\ &= \text{C} + \text{BI} - \text{KV} - \text{UK} + \text{X} - \text{M} \end{aligned}$$

wobei die Öko-Nettoinvestition auf der Verwendungsseite des ÖIP als
ÖNI = BI - KV - UK definiert ist

$$(2) \quad \text{WV}_0 + \text{UV}_0 + \text{BI} - \text{KV} - \text{UK} + \Delta \text{WV} + \Delta \text{UV} = \text{WV}_1 + \text{UV}_1$$

Für die verschiedenen $i = 1 \dots n$ Industriezweige ergibt sich die jeweilige Ökowertschöpfung (ÖWS) als

$$(3) \quad \text{ÖWS}_i = \text{O}_i - \text{VL}_i - \text{KV}_i - \text{UK}_i$$

Die systemischen Identitäten sind der Schlüssel zu der hohen Integrationsfähigkeit der IUGR für Nachhaltigkeitsanalyse. Der Preis hierfür ist Beschränkung auf die Nahtstellen zwischen Umwelt und Wirtschaft unter Verzicht auf die Erfassung der Schadens- und Wohlfahrtswirkungen der Umwelt- und Wirtschaftsnutzung (vgl. Abb. 1). Wie schon erwähnt, erstreckt sich dadurch die Aussagekraft der Indikatoren auf nachhaltiges Wirtschaftswachstum. Die sozialen, institutionellen,

¹⁰ Wie schon erwähnt, sind die Erhaltungskosten von Humankapital u.a. Formen des Sozialkapitals hierbei nicht berücksichtigt.

¹¹ Zu den Abkürzungen für die verschiedenen Indikatoren siehe Abb. 3.

politischen und ethischen Dimensionen einer nachhaltigen *Entwicklung* können folglich nicht mit diesem monetären Messinstrument erfasst werden.

Eine mehr praktische Einschränkung der Anwendbarkeit der IUGR ist, dass sie wie auch die VGR einen höheren (aber, wie noch zu zeigen sein wird, machbaren) Aufwand an Zeit und Kosten verlangt als die (nicht unbedingt den rigorosen Definitionen und Verfahren der VGR unterliegenden) Auflistungen ausgewählter Indikatoren, Erstellung von physischen Bilanzen oder ad-hoc Schätzungen ökonomischer Wohlfahrt. Um Churchills berühmte Beurteilung der Demokratie zu paraphrasieren: das Ökoinlandsprodukt ist möglicherweise das schlechteste aller Nachhaltigkeitsindikatoren, außer allen anderen. Ob es das ÖIP für Deutschland geben kann,¹² ist in folgender Fallstudie zu untersuchen.

¹² Nach Meinung des Beirats kann es ein „Ökosozialprodukt“ nicht geben, weil die monetären Bewertungsprobleme „in absehbarer Zeit nicht lösbar sind“ (S. 17, 49). Andererseits liegen bereits zahlreiche, von der amtlichen Statistik erstellte Fallstudien für Industriestaaten und Entwicklungsländer vor (Uno and Bartelmus 1998, Akita and Nakamura 2000).

3. IUGR Deutschland – eine Pilotstudie

3.1 IUGR 1990 – vorläufige Ergebnisse

Tabelle 2 zeigt erste vorläufige Ergebnisse einer Pilotstudie, welche am Wuppertal Institut erstellt wurde (Bartelmus und Vesper 2000). Die Untersuchungen wurden seinerzeit mittels der SEEA-Software (United Nations 2002a) strukturiert und hinsichtlich ihrer Kompatibilität mit den Bilanzierungsvorschriften und Aggregaten des UN Systems der VGR (SNA) (United Nations et al. 1993) überprüft. Die ausgewiesenen Größen sind in monetären Einheiten (DM) ausgedrückt, was die Integration ökonomischer und physischer Flüsse und Bestände erlaubt. Tabelle 2 stellt eine Synopsis im Format der Abbildung 3 dar. Für die Aggregation der Wirtschaftssektoren werden diejenigen Bereiche getrennt ausgewiesen, die besonders relevant für die umweltökonomische Analyse sind.

Die Ökologisierung der konventionellen VGR wird, wie in Abschnitt 2.2 gezeigt, durch die Ausweitung der Vermögensrechnung über das Sachvermögen des produzierten Kapitals hinaus auf das nicht-produzierte Naturkapital erreicht. Das SNA weist erstmals in seiner revidierten Version von 1993 (United Nations et al. 1993, Kap. XII) Änderungen in den Beständen von ökonomisch genutzten, nicht produzierten Umweltgütern (hier als natürliches Wirtschaftskapital bezeichnet) unter „andere Mengenänderungen“ (Δ WV in Abb. 3, „sonstige Akkumulation“ in Tab. 2) aus. Die Absicht ist, eine Einflussnahme dieser Wertänderungen auf die Kostengrößen in den Produktions- und Einkommenskonten und die damit verbundenen Wirtschaftsindikatoren zu vermeiden. Wie in Abschnitt 2 dargestellt wurde, werden diese ebenso wie weitere Veränderungen des „nicht-ökonomischen“ (im Sinne des SNA) Umweltvermögens von der IUGR durch eine geeignete Erfassung des Naturkapitalverbrauchs als Kosten in die Entstehungs- und Verwendungsrechnung eingebracht. Mit dem Umweltvermögen sollen dabei Werte bezeichnet werden, für die weder individuelle Besitzrechte bestehen noch direkte ökonomische Nutzen verzeichnet werden (United Nations 2000, S. 78).

Im Mittelpunkt der Pilotstudie standen die Bestandsveränderungen. Die Feststellung des Naturkapitalbestands selbst scheitert vorläufig noch an Zeit und Kosten bereits bei der physischen Datenerhebung. Dabei sind die Probleme der Bewertung des Umweltvermögensbestand noch offensichtlicher als bei der Marktbewertung des natürlichen Wirtschaftskapitals. Die Problematik der Bestandsmessung fällt jedoch nur bedingt ins Gewicht, da die kostenwirksamen Elemente nur durch den Naturkapitalverbrauch repräsentiert werden. Allerdings würden vollständige Kapitalbilanzen sowohl eine Portfolio-Analyse der verschiedenen Kapitalformen für die Entwicklungsplanung (World Bank 1997, S. 17 ff.) als auch die Verteilungspolitik (einschl. Verteilung von Eigentumsrechten) mit wichtigen Daten unterstützen.

Veränderungen im Bestand des Naturkapitals ergeben sich durch Ressourcenabbau zum einen und durch einen Verlust weiterer Funktionen der Umwelt zum anderen. Die notwendigen Kosten der Vermeidung von Umweltbelastungen sind nicht als Umweltschutzausgaben zu verstehen, welche als Bestandteil der konventionellen Vorleistungen und Investition in der Entstehungs- und Verwendungsrechnung gesondert ausgewiesen werden können. Die Umweltschutzausgaben nehmen in dieser Pilotstudie wie auch in der UGR des Statistischen Bundesamts (1998) einen Anteil von 1,5% des Bruttoinlandsprodukts (BIP) ein. Die Frage ist allerdings, welche Bedeutung die Höhe der Summe von Investitions- und laufenden Ausgaben im Umweltschutz für Nachhaltigkeit besitzt – abgesehen von Analysen der Effizienz von Umweltschutzmaßnahmen, welche die Ausgaben mit Emissionsreduktion zu verbinden suchen.

Die Umweltschutzausgaben stellen als Modul 4 der UGR (siehe Abb. 4) den einzigen wirklich in die VGR integrierten Bestandteil dar. Allerdings ist dieser Bereich bereits seit den 70iger Jahren Teil der Umweltstatistik – keineswegs „im Rahmen der VGR entwickelt“ (Beirat, S. 84) – und ist also keine echte Bereicherung durch die UGR. Eine derartige Bereicherung wäre nur zu gewinnen, wenn den Empfehlungen des Beirats zur „Darstellung der Umweltschutzindustrie“ (S. 85) gefolgt würde. Dies würde eine klare sektorale Abgrenzung dieser Industrie und die Erfassung ihrer Wertschöpfung als Beitrag zum Ergebnis des Wirtschaftsprozesses erfordern. Die in der Umweltstatistik vorgesehene Messung des Umsatzes von Umweltschutzgütern und -leistungen (Becker 2000, S. 528) ist ein erster Schritt, reicht aber hierfür nicht aus.

Nach dem eingangs skizzierten Kapitalerhaltungsprinzip stellen die Belastungskosten durch Emissionen „Erhaltungskosten“ dar. Diese Kosten sind nicht zwangsläufig den Vermeidungskosten gleichzusetzen, da eine Minderung gegenüber einer vollständigen Vermeidung einzelner Umweltbelastungen durchaus effiziente (kostenoptimale) Lösungen darstellen können. Ein entscheidendes Moment bei der Berechnung kommt insofern der Festlegung des Reduktions-

niveaus, also eines Umweltstandards, zu.¹³ In der hier präsentierten experimentellen Pilotstudie wurde für die Stickstoff- und Phosphorbelastung des Wassers eine 40%ige Reduktionsrate unterstellt und für NO_x, N₂O, SO₂ und CO₂ jeweils 40%, 30%, 80% und 40%. Dabei orientierten sich die Reduktionsraten am jeweiligen Stand der Technik (Riege-Weislo und Heinze 1999, Fichtner et al. 1998). Als Alternative wurden auch die verminderten Kosten für eine CO₂ Reduktionsrate von 25% (statt 40%) errechnet.

Insgesamt betragen die Umweltkosten DM 59,2 Mrd. oder 3% des Nettoinlandsprodukts (NIP). Diese Berechnungen beruhen auf der Annahme des 40%igen Reduktionsniveaus. Das alternative Szenario mit der 25%igen Reduktion mit unterschiedlichen marginalen Reduktionskosten verringert die Umweltkosten deutlich auf DM 48,2 Mrd. (2,5% des NIP). Im 40%-Szenario weist die Landwirtschaft mit 33% den größten Anteil der Umweltkosten an der eigenen Wertschöpfung (0,4% am Nettoinlandsprodukt) auf, gefolgt von der Energieversorgung mit 31% (0,68%) und vom Bergbau mit 18% (0,07%). Auffällig ist überdies das Ausmaß der Umweltkosten im „sonstigen“ Sektor, welcher vor allem den kommerziellen Transport enthält: Zwar macht der Umweltkostenanteil gegenüber der eigenen Wertschöpfung nur 2% aus, schlägt jedoch in Relation gegenüber dem NIP mit einem guten Prozent (0,96%) zu Buche.

Bezogen auf die wichtigsten Emissionen nehmen die Vermeidungskosten für CO₂ in dem 40%-Reduktionsszenario 80% der Kosten für die Luftemissionen, bzw. 58,7% aller verbuchten Kosten der Umweltverschmutzung ein. Der nächst größere Posten sind die NO_x-Emissionen mit einem Anteil von 17,4% an den Luftemissionskosten, respektive 12,8% an den gesamten Emissionskosten. Die restlichen Positionen der Kosten der Umweltverschmutzung verteilen sich für Wasser auf Vermeidungskosten von Stickstoff und Phosphor (mit einem Anteil von 26,7% an den Gesamtkosten) und für Luftemissionen auf N₂O, SO₂ und CO.

Die Kosten der Umweltverschmutzung übersteigen diejenigen des Abbaus um das 120-fache – ein Indiz für die Ressourcenarmut Deutschlands. Der Ressourcenabbau von 0,4 Mrd. DM ergibt sich weitgehend durch den Abbau von Mineralien, die dem Bergbau respektive der Verarbeitung von Steinen und Erden/Glasgewinnung (unter dem verarbeitenden Gewebe subsumiert) zugeschlagen wurden. Da generell keine Marktpreise für Ressourcenbestände verfügbar sind, wurde hier die Nettopreismethode als Näherungslösung mit einer 6%igen „Normalrendite“ auf das Anlagevermögen angewendet.¹⁴ Massive Subvention des Steinkohleberg-

¹³ Zur Verwendung von Umweltstandards als Näherungslösung für die Bewertung von Externalitäten siehe Baumol and Oates 1971 und, speziell für Umweltkosten, Bartelmus 1998, S. 281 ff.

¹⁴ Der Nettopreis errechnet sich aus der Nettorendite (pro Produkteinheit), welche aus dem Verkauf einer Ressource erzielt wurde. Hierbei ist die Nettorendite wiederum definiert als der Verkaufswert abzüglich aller Kosten der Ressourcenexploration, -entwicklung und -extraktion sowie einer „normalen“ Kapitalrendite. Vgl. zur Aussagekraft dieser Näherungslösung für eine Bewertung nach dem „Net-present-value“-Prinzip Bartelmus 1998. Eine ausführliche Darstellung findet sich im siebten Kapitel der SEEA 2000 (United Nations et al. in Vorb.).

baus aus Beschäftigungsgründen ergeben einen negativen ökonomischen Wert (im Sinne der abdiskontierten Nettoerträge) der Bestände, die daher trotz des physischen Abbaus ebenso wie die Bestandsveränderungen mit einem Nullwert versehen werden (United Nations et al., in Vorber., Abs. 7.177). Wasser- und Waldabbau hingegen fand keinen Eingang in die Umweltkosten des Ressourcenabbaus, allerdings aus anderen Gründen: Sie werden in Deutschland nachhaltig genutzt, wie aus der positiven Wasserbilanz (Umweltbundesamt 1992, Bundesanstalt für Gewässerkunde 1995) und dem Waldbericht der Bundesregierung (BMVEL 1998) zu ersehen ist. Neben den Mineralien ist ein geringfügiger, nicht-nachhaltiger Abbau nur noch im Bereich des Fischbestandes (für ausgewählte Fischarten) zu verzeichnen.¹⁵

Dies sollte jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass die deutsche Volkswirtschaft gleichwohl auf ein beträchtliches Maß an Ressourcen in anderen Staaten zurückgreift. In diesem Zusammenhang kann von importierter Nachhaltigkeit oder "burden shifting" gesprochen, wenn offensichtlich ist, dass eine Ökonomie nationalen Naturkapitalverbrauchs nur durch den Import von entsprechenden Ressourcen vermeidet und damit auch die Folgeschäden beim Exporteur belässt (Bringezu 2002, S. 20). Fallstudien mit dem SEEA in Entwicklungsländern wie den Philippinen (vor allem Abholzung in den früheren Jahren: Domingo 1998) und Indonesien (Ölgewinnung: Alisjahbana 2000) scheinen dies zu bestätigen. Für genauere Analysen müssten detaillierte Export- und Importverflechtungen in physischen und monetären Einheiten herangezogen werden.

Mit den sieben Schadstoffen, bezogen auf die beiden Medien Luft und Wasser, sind die Belastungskosten durch Umweltverschmutzung in der BRD weitgehend erfasst worden. Angesichts des erhebungs- und bewertungstechnischen Aufwandes für weitere Größen, wie sonstige stoffliche Belastungen und Veränderung von Ökosystemen, bspw. durch Landkultivierung, werden die Kosten der Umweltverschmutzung in einer deutschen IUGR so lange unterbewertet bleiben bis die amtliche Statistik einen angemessenen Teil ihrer Erhebungsaktivitäten in die Nachhaltigkeitsmessung verlegt. Dabei erweist sich die Einbeziehung von Beeinträchtigungen von Ökosystemen als durchaus praktikabel. Erste Erfolge für eine derartige Erweiterung der IUGR konnten in Indonesien und Japan erzielt werden (Alisjahbana 2000, S. 76 ff. und Nakamura 2000, S. 56 ff.).

¹⁵ Hierzu wurden Grobschätzungen des nachhaltigen Ertrags an Hand internationaler Daten der Laicherbiomasse (ICES 1999) und der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Hammer 1999) herangezogen.

3.2 Entwicklung ökologisch korrigierter Makroindikatoren 1991–1995

Tabelle 3 zeigt die wichtigsten makroökonomischen Kennzahlen der IUGR. Während die für 1990 ausgewiesenen Zahlen auf der bisher erläuterten Datenbasis beruhen, ergeben sich die Angaben für 1991 und 1995 aus Hochrechnungen und Schätzungen, die auf Grundlage der 1990er Daten am Wuppertal Institut durchgeführt wurden.

Tabelle 3: Konventionelle und Ökoindikatoren für 1990, 1991, 1995 (Mio. DM)

	<i>1990 (alte Länder)</i>	<i>1991 (inkl. neue Länder)</i>	<i>1995 (inkl. neue Länder)</i>
NIP zu Marktpreisen	1.943.04	2.247.54	2.655.4
UK₁ (inkl. Qualitätsbelastung der Umwelt)	59.186	82.979	75.933
UK₂ (nur Ressourcenabbau)	381	584	696
ÖIP 1 (NIP-UK₂)	1.942.65	2.246.95	2.654.7
ÖIP 2 (NIP-UK₁)	1.883.85	2.164.56	2.579.4
UK₁/NIP (%)	3,05	3,69	2,86
UK₂/NIP (%)	0,020	0,026	0,026
ÖNI	157.074	219.291	201.537

Quelle: Tabelle 2

Beiden Hochrechnungen konnten die Entstehungs- und Verwendungsrechnungen weitgehend auf die amtliche Statistik zurückgreifen, wobei zur Identifikation umweltrelevanter Aktivitäten die sektoralen Klassifikationen verändert werden mussten. Ebenso konnten die (sektoralen) Emissionsdaten hauptsächlich den physischen Input-Output-Tabellen (PIOT) des Statistischen Bundesamts (2001a) für 1995 entnommen werden. Dabei galt es Unterschiede zwischen der PIOT und anderen Emissionsdaten, vor allem des Umweltbundesamtes aufzubereiten. Letztlich waren die Erhaltungskosten noch von 1990 auf die späteren Jahre zu inflationieren – eine Änderung im Stand der Technik konnte aus Zeit- und Kostengründen hierbei (noch) nicht beachtet werden.

Von 1990 wuchsen die Umweltkosten von 59,6 Mrd. DM bis 1991 auf 83,6 Mrd. DM, also um knapp ein Drittel, während diese Kosten im Jahr 1995 auf 76,7 Mrd. DM zurückgingen. Der hohe Anstieg 1990/91 ist vor allem auf die Einbeziehung der neuen Länder mit ihren „schmutzigen“ Industrien, insbesondere der Braunkohlekraftwerke, zurückzuführen. Dies schlägt sich sowohl im Ressourcenabbau als auch vor allem in der Belastung der Umweltqualität nieder. Trotz der weiterhin relativen Geringfügigkeit des Ressourcenabbaus (UK_2 : 0,020% und 0,026% des NIP, 1990 und 1995), hat sich dieser von 1990 auf 1995 nahezu verdoppelt. Hierfür sind neben dem ausgedehnten Abbau von Bodenschätzen weiter gestiegene, nicht-nachhaltige Fischfänge verantwortlich zu machen.

Ein wachsendes Ökoinlandsprodukt (ÖIP) würde prinzipiell nachhaltiges, den (Natur)Kapitalverzehr berücksichtigendes Wachstum indizieren. Bei der durch lediglich drei Jahre charakterisierten Zeitreihe erscheint für die Nachhaltigkeitsanalyse die „Wachstumsmaschine“ Investition eher geeignet. Die Öko-Nettoinvestition (ÖNI) blieb während der Untersuchungsperiode positiv, d.h. die Wirtschaft war in der Lage, zusätzliches Kapital zu produzieren – auch nach Berücksichtigung des Naturkapitalverbrauchs. Deutschland kann damit als schwach nachhaltig angesehen werden. Die Annahme hierbei ist, dass Naturkapital zumindest marginal durch den Einsatz von produzierten, erneuerbaren-natürlichen und anthropogenen Produktionsfaktoren ersetzt werden kann. Jedoch weist der Umfang des Naturkapitalverbrauchs auf deutliche Verluste im Wachstumspotential hin.¹⁶

Inwiefern das schwache Nachhaltigkeitskriterium der Kapitalerhaltung in einer zukunftsfähigen Wirtschaftspolitik Anwendung finden kann, hängt von dem Auftreten von „Komplementaritäten“ im Produktionsprozess, d.h. von der Existenz „kritischen“ (nicht ersetzbaren) Naturkapitals (O'Connor 2000), ab. Die Existenz und Bedeutung derartiger Komplementaritäten bedarf detaillierter empirischer Untersuchungen von relevanten Produktionsverfahren und Konsummustern. Identifizierte Komplementaritäten müssten in der Tat durch Setzung von Nutzungsstandards und entsprechende Regulierung des Verbrauchs kritischen Naturkapitals angegangen werden – zumindest soweit der Markt den Verlust dieser nicht-substituierbaren Ressourcen „übersieht“.

Auf den ersten Blick scheint der Bezug der physischen Ströme der UGR auf Zielvorgaben der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Statistisches Bundesamt 2002, S. 8 ff.) derartige „starke“ Nachhaltigkeitskriterien einzubringen. Allerdings beruhen diese Zielsetzungen auf wenig transparenten, politischen und „expertokratischen“ Entscheidungsprozessen, die wohl kaum etwas mit der Analyse von Komplementaritäten zu tun haben. Auch die aus der Abnahme

¹⁶ Zum Vergleich: Im ungewogenen Mittel der Jahre 1993 bis 2000 betrug der Anteil der Bildungsausgaben, die als Humankapitalbildung angesehen werden können, an der Wertschöpfung 0,52% (Statistisches Bundesamt 2001b, S. 656, 665 und eigene Berechnungen).

der Stoffflüsse gefolgerte „Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Naturverbrauch“ sagt noch wenig über die deutsche Nachhaltigkeitssituation aus, da einerseits die ökologischen Rucksäcke¹⁷ von Ressourcenverbrauch und Importen ignoriert werden und andererseits auch kein umfassendes Ziel für den Naturverbrauch (wie bspw. Faktor 4 oder 10¹⁸) formuliert wird. Wie an anderer Stelle ausführlicher beschrieben (Bartelmus 2001b, S. 27), ist Deutschland selbst von dem bescheideneren Faktor 4 Ziel noch weit entfernt.

¹⁷ Stoffe, die nicht physisch in ein Produkt eingegangen sind, aber im Laufe des Produktionsprozesses verwendet oder bewegt wurden (Abraum, Erosion etc.).

¹⁸ Faktor 10 wurde vor allem von Schmidt-Bleek (1994, S. 168) für Industriestaaten propagiert.

4. Anwendung „Kosteninternalisierung“: Wie ökologisch ist die Ökosteuer?

Revidierte Investitions- und Wachstumspolitik sowie Vermögens- und Vermögensverteilungspolitik wurden kurz im vorhergehenden Abschnitt als mögliche makroökonomische Anwendungen der Ökoindikatoren der IUGR angesprochen. Im folgenden gehen wir etwas detaillierter auf die Einflüsse fiskalischer Anreize für ökologisch nachhaltiges Verhalten von Produzenten und Konsumenten ein. Die Absicht ist zu zeigen, wie die Umweltkosten der IUGR zu einer rationaleren Bestimmung von Marktinstrumenten der Kosteninternalisierung beitragen können. Hierbei werden wir auf die kontroverse Umsetzung der ökologischen Steuerreform in Deutschland eingehen – aber nur soweit dies die Fähigkeit der IUGR beschreibt, den Diskurs auf quantifizierbare ökologische Kriterien zurückzuführen.¹⁹

4.1 Ökosteuer und Kosteninternalisierung

Das durch Industrialisierung angestoßene exponentiale Wirtschaftswachstum und die damit verbundene Steigerung des Lebensstandards sind die Gründe, dass klassische und neoklassische Ökonomen Störungen der Laissez-faire-Bedingungen für Wohlfahrtsmaximierung als „Externalitäten“ abtun konnten. Gegebenenfalls könnten diese externen Effekte relativ leicht durch geeignete Besteuerung à la Pigou (1932) in die Budgetplanung von Unternehmen und Haushalten „internalisiert“ werden. De facto wurden sie aber als marginal angesehen und ignoriert – zumindest so lange bis Kapp (1950, 1971) in seinen klassischen Arbeiten zu den „Social Costs of Private Enterprise“ auf menschliches Überleben gefährdende Umweltbelastungen hinwies.

Die Umweltkatastrophenliteratur der 60er und frühen 70er Jahre²⁰ betonte dementsprechend die Verwendung von Geboten und Verboten zur Lösung drohender Umweltprobleme. Die etwas zurückhaltendere spätere Nachhaltigkeitsdiskussion brachte ökonomische Instrumente (wie Ökosteuern, handelbare

¹⁹ Vgl. zur Kritik und Wirkung der Ökosteuer in Deutschland, bspw. Böhringer und Schwager 2002 sowie Arndt, Hillebrand und Ströbele 1998.





²⁰ Bereits in den Titeln von Büchern reflektiert wie „Silent spring“ (Carson 1965), „Blueprint for Survival“ (Goldsmith et al. 1972), „Ein Planet wird geplündert. Die Schreckensbilanz unserer Politik“ (Gruhl 1975) oder auch das „Limits to Growth“ Modell, welches für dieses Jahrhundert den plötzlichen und unkontrollierbaren Niedergang der Bevölkerung, ihrer Versorgung und der industriellen Kapazitäten voraussagte (Meadows et al. 1972).

Umweltzertifikate und freiwillige Verhandlungslösungen) in das Repertoire der Umweltpolitik ein. Die deutsche ökologische Steuerreform reiht sich damit durchaus in diese Diskussion und die Wiederentdeckung der Pigou-Steuer ein – mit der Zusatzbedingung, die Steuereinnahmen für die Erzielung einer „doppelten Dividende“ für soziale und beschäftigungspolitische Zwecke zu verwenden (Binswanger 1979, 1983, 1995, Goulder 1995).

Die theoretische Begründung der Internalisierung von externen Effekten ist die effiziente, Ressourcenknappheit reflektierende Allokation aller Kosten und Nutzen dieser Effekte zu deren Verursachern. Demnach ist also grundsätzlich für Umweltbelastungen eine Schadensmessung und -bewertung erforderlich. Wie bereits in Abschnitt 2.3 angesprochen, ist eine derartige Messung und Bewertung aus praktischen und theoretischen Gründen auf nationaler Ebene kaum realisierbar. Probleme der Schadensmessung und periodengerechten Zuweisung von Schadenswirkungen auf die Verursacher sowie die Inkonsistenz von Schadensbewertungen wie Zahlungsbereitschaft (willingness to pay) für Kompensationen legen es nahe, derartige Wertansätze zumindest im Rahmen der IUGR durch einen Kostenansatz für Kapitalerhaltung zu ersetzen (Bartelmus 1998, S. 295).

Tabelle 4 skizziert den Übergang von theoretisch wünschenswerter Schadensbewertung für die Messung der Nettowohlfahrt zu einer realistischeren Bestimmung der Bemessungsgrundlage der Ökosteuer. Die Tabelle zeigt die von oben nach unten zunehmende Entökologisierung einer Ökosteuer auf Grund verschiedener Bemessungsgrundlagen, bis hin zum gegenwärtigen Stand der Umsetzung in Deutschland. Umgekehrt weist die Tabelle aber auch auf die Möglichkeit der Reökologisierung mittels Umkehr (von unten nach oben) hin. Die Schritte 5 bis 3 werden gegenwärtig kontrovers diskutiert. Der weitere Schritt zu 2 durch Implementierung der IUGR wird kurz im folgenden Abschnitt behandelt. Schritt 1 der marginalen Schadensbemessung ist mit den gegenwärtigen Messkonzepten und -verfahren kaum zu realisieren und bleibt mithin auch fraglich als *der* Weg für die Umweltpolitik (Gschwendtner 2000, S. 29 ff.).

Tabelle 4: Umweltkosteninternalisierung: von Theorie zu Praxis

<i>Bemessungsgrundlage</i>	<i>Theoretische Begründung</i>	<i>Praktikabilität und Problematik</i>
1. Marginale Schadenswerte 	Erzielung von Pareto-Optimalität (maximale Wohlfahrt) durch Allokation von Umweltexternalitäten zu den Verursachern	<ul style="list-style-type: none"> • Schadensmessung und Bestimmung des optimalen Schadensniveaus • Sektorale und periodengerechte Zuordnung von Schäden zu den Verursachern • Inkonsistenz mit dem Kostenkonzept der VGR
2. Durchschnittliche Vermeidungs- und Reduktionskosten von Umweltbelastungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Praktikable Definition von Externalitäten (Baumol and Oates 1971) • Realistisches Initialniveau für Marktinstrumente • Anpassung an Schadenswerte durch iterative Neusetzung von Umweltstandards 	<ul style="list-style-type: none"> • Komplexe IUGR-Messungen • Sektorale statt individuelle Bemessung • Kostenschätzung durch BAT (best available technology) • Normative Standardsetzung
3. Physische Belastungsindikatoren (sektorale Emissionen) 	Korrelation physischer Indikatoren mit Vermeidungskosten (möglicherweise auch Schäden)	<ul style="list-style-type: none"> • Unregelmäßige Berichterstattung für Sektoren (PIOT) • Sektorale statt individuelle Bemessung • Politisch bestimmte Steuersätze
4. Energieverbrauch (Einstiegskonzept der ökologischen Steuerreform) 	<ul style="list-style-type: none"> • Korrelation von Energieverbrauch mit Emissionspotenzial der Primärenergieträger • Energieverbrauch repräsentativ für Umweltbelastung in Industriestaaten 	<ul style="list-style-type: none"> • Differenzierung von Energieträgern nach Emissionspotenzialen • Reduktiver Ansatz (Umweltproblem \equiv CO₂-Ausstoß)
5. Energieverbrauch von ausgewählten Sektoren (Umsetzung der ökologischen Steuerreform)	Ausnahme- und Kompensationsregelungen zur Erhaltung der Wettbewerbsfähigkeit und regionaler Beschäftigung	Verlust der ökologischen Wirkungen: Übergewicht ökonomischer und sozialpolitischer Ziele

4.2 IUGR Anwendung: Umweltkosten, Ökosteuerereinnahmen und grenzüberschreitende Effekte

Ein Vergleich der erwarteten Einnahmen aus der Ökosteuer mit den Umweltbelastungskosten der IUGR deutet bereits auf eine finanz- und wirtschaftspolitische anstatt einer ökologischen Festlegung der Steuersätze hin. So betragen die voraussichtlichen Einnahmen aus der Ökosteuer für das Jahr 2002 rund 28 Mrd. DM (Bundestag 2002) bzw. 32 Mrd. DM für 2003 (Bach et al. 2001, S. 23; die Umweltkosten der IUGR für 1995 belaufen sich hingegen auf rund 76 Mrd. DM. Selbst wenn man einen hypothetischen und wohl unwahrscheinlichen Rückgang der bereits eher unterschätzten Umweltkosten von 2,14% p.a. (entsprechend einem jährlichen Rückgang von 1991 bis 1995 in der intrapolierten IUGR Schätzung) annimmt, belaufen sich die extrapolierten Umweltkosten im Jahre 2002 auf über 65 Mrd. DM. Damit betragen sie immer noch mehr als das Doppelte der Einnahmen der Ökosteuer. Aus dieser Sicht erscheinen eventuelle Laufzeitbeschränkungen der Ökosteuer nicht angebracht. Auch aus theoretischen Gründen ist eine derartige Begrenzung widersinnig, da sich die Steuer durch ihre Wirkungen auf die Emissionen selbst erledigen sollte und bis dahin zur Erreichung ökologischer Ziele aufrechtzuerhalten wäre – es sei denn diese Wirkungen stellen sich bspw. wegen hohen Inelastizitäten der Nachfrage nach belasteten Produkten (siehe unten) nicht ein.

Allerdings bewegen sich die Ökosteuerereinnahmen durchaus im Rahmen der CO₂ Vermeidungskosten, die sich in der IUGR 1995 auf rund 37 Mrd. beliefen. Aus dieser Sicht sollte die „Öko“-steuer wohl eher und genauer als eine CO₂-Besteuerung bezeichnet werden.

Selbst bei der Interpretation der Ökosteuer als eine CO₂-Steuer ist zu prüfen, inwieweit Ausnahme- und Kompensationsregelungen ökologische Ziele in Frage stellen. Auch hier leistet die IUGR Hilfe mittels Vergleichs der monetär bewerteten und tatsächlich von den einzelnen Sektoren verursachten Umweltbelastungen (Emissionen) mit den erwarteten Steuerbelastungen dieser Sektoren. Es deutet sich hierbei an, dass bei Zugrundelegung der vergangenen Produktions-, Konsum- und Emissionsstrukturen die zu erwartenden Steuereinnahmen von den einzelnen Sektoren erheblich von den sektoralen Belastungen abweichen. Dabei zeigt sich bereits ein wichtiges Anwendungsgebiet für die Verknüpfung von ex-post Datengewinnung und ex-ante Modellierung von ökologischen und ökonomischen Strukturveränderungen (siehe nächster Abschnitt).

Ein durch die monetäre Seite der IUGR unbewältigtes Problem ist die Erfassung der transnationalen Umweltbelastungen. Derartige grenzüberschreitende Effekte indizieren Verantwortlichkeiten der inländischen Nachfrage für ausländische und globale Umweltbelastungen durch Import von Ressourcen und Verlagerung umweltbelastender Industrien ins Ausland. Das auf unmittelbarer Verursachung

beruhende Kostenkonzept der VGR/IUGR kann diese indirekten Folgewirkungen eines Imports, bzw. Exports von Nachhaltigkeit nicht erfassen. Es wäre lediglich denkbar, diese Wirkungen als nicht-kostenwirksame Veränderung des der Wohlfahrtsmessung näher stehenden verfügbaren *Einkommens* zu verbuchen. Dabei würden die Umweltlasten in Form eines „Transfers“ von und zu dem Ausland erfasst werden (Bartelmus 1998, S. 294).

Die praktischen Mess- und Bewertungsprobleme von ausländischen Belastungen und verfügbaren Umweltschutzkapazitäten legen es nahe, zumindest derzeit noch auf die physischen Daten der UGR, und hier vor allem der Stoffstrombilanzen, als erstes Indiz zurückzugreifen. Unsere Pilotstudie zeigt bereits, dass die Umweltkosten des Abbaus primärer Energieträger innerhalb Deutschlands relativ gering sind und daher wohl überwiegend im Ausland generiert werden. Dies trifft auch für Luftemissionen zu, die beim Einsatz von Energieträgern in der ausländischen Produktion entstehen. So zeigte die UGR für 1997, dass der indirekte Energieimport sich auf 6.597 Petajoule belief; der entsprechende Gegenposten – der indirekte Energieexport – blieb mit 5.885 Petajoule unter dieser Größe (Schoer et al. 2000, S. 8).

4.3 Ökosteuerverwendung und Wirkungsmodellierung

Grundsätzliches Ziel einer Ökosteuer ist die kostengerechte Allokation von Umweltbelastungen zu den unmittelbaren Verursachern. Im weiteren bestimmt dann der Markt, wie die zusätzlichen Kosten an die Nachfrager nach den belasteten Produkten überwälzt werden können und sollen. Die Verwendung der Ökosteuererinnahmen bleibt damit zunächst und prinzipiell offen. Mit anderen Worten, aus der Sicht der Kosteninternalisierung ergeben sich a priori keine zwingenden Prioritäten für verschiedene Verwendungsalternativen, wie Entlastung des Produktionsfaktors Arbeit, Kompensation für Umweltschäden, Investition in das Gemeingut Umwelt oder Staatsschuldentilgung.

Es kann aber argumentiert werden, dass risikoreiche Verzögerungen in der Ermittlung der Belastungsgrundlagen, der Kosteninternalisierung selbst und der gewünschten Verhaltensänderung eine schnelle Mittelverwendung für Umweltschutz erfordern könnten. Dies dürfte vor allem beim Auftreten von „Irreversibilitäten“, also bei irreparablen Schäden aus der Überschreitung von ökosystemaren Schwellenwerten, der Fall sein. In diesem Fall müsste wohl die ökonomische Effizienz veränderten Marktverhaltens der ökologischen Effizienz von schnell wirksamen Regulierungen geopfert werden. Ein weiteres Problem für die Anpassung von Produktions- und Konsummuster stellt sich bei Produkten mit geringen Nachfrageelastizitäten. Eine verbesserte Einsicht der Nachfrager in Umweltbelastungen aus Produktion und Konsums dieser Produkte (bspw. durch

Produktlabelling) könnte die Inelastizitäten durch bspw. erhöhtes ökologisches Suffizienzverhalten verringern.

Die Ermittlung von Preiselastizitäten erfordert bereits ökonometrische Analysen, die über die Kapazitäten der deskriptiven IUGR hinausgehen. Die weitere Abschätzung von Kostenüberwälzungen und damit der Wirkungen der Kosteninternalisierung auf Produktions- und Konsumstrukturen ist ebenfalls Aufgabe von Modellrechnungen, wie sie bspw. vom wissenschaftlichen Beirat zur UGR (siehe oben, Abschnitt 2.2) propagiert werden. Eine enge Verknüpfung von ex-post und ex-ante Analysen, also von systemisch aufbereitetem Datenmaterial mit ähnlich strukturierten Modellen wie der in die VGR/IUGR integrierten Input-Output Analyse erscheint wünschenswert. Sie würde es erlauben, aufwendige Schätzverfahren für die Datenanpassung an Modellerfordernisse zu minimieren und eine bessere Transparenz des Übergangs von den Grunddaten zu den Modellergebnissen zu erzielen.

Es erscheint aber wichtig, die Grenzen zwischen Modellierung und deskriptiver Berichterstattung nicht zu vermischen. Wie bereits dargelegt, führt die Vielzahl alternativer Analysen mit ihren verschiedenen Annahmen und Zielfunktionen zu unterschiedlichen und häufig nur schwer durchschaubaren Aussagen. Ein gutes Beispiel ist auch hierbei die Modellierung der Ökosteuerwirkungen auf die deutsche Beschäftigungssituation. Die Schätzungen schwanken zwischen „positiven, aber geringen Beschäftigungseffekten“ (Böhringer und Schwager 2002, S. 12) und der Schaffung von 176.000 oder 250.000 zusätzlichen Arbeitsplätzen bis 2010 mit unterschiedlichen Modellen des DIW (Bach et al. 2001b, S. 11), bis hin zu 450.000 Arbeitsplätzen im gleichen Jahr (RWI-Studie zitiert in Nachhaltigkeitsrat 2002, S. 11). Die unterschiedlichen Ergebnisse beruhen auf divergierenden Annahmen, u.a. hinsichtlich der Entwicklung der Lohnnebenkosten, der Produktivitäts- und Preisentwicklung sowie der Elastizität der Tariflöhne bezüglich der Beschäftigungssituation.

5. Ausblick

Der hier vorgelegte Überblick über die Methodik und Aussagekraft der IUGR zeigt einerseits deren Fähigkeit, ökonomische und ökologische Daten so aufzubereiten, dass sie Nachhaltigkeitspolitik direkt unterstützen können, ohne auf häufig normative und intransparente Modelle und Szenarien zurückgreifen zu müssen. Andererseits erlaubt es die „Nähe“ der IUGR zur Input-Output-Tabellierung und -Analyse, die Wirkung von Nachhaltigkeitspolitiken und -instrumenten mittels Modellierung der Ausgangsdaten abzuschätzen.

Leider beherrschen ideologische Grabenkämpfe immer noch in großem Ausmaß die Nachhaltigkeitsdebatte und die daraus abgeleitete Datengewinnung und -verwendung. Allen voran steht die Bewertungsfrage und die ihr zugrunde liegende Polarisierung in ökologische und ökonomische Nachhaltigkeitsanalyse (Bartelmus 2000). Die Auseinandersetzung mit einem gewagten Versuch, die gegenwärtige Messung und daraus abgeleitete Bewertung von Umweltproblemen in Frage zu stellen (Lomborg 2001), illustriert die Schärfe, mit der gegenwärtig die Debatte geführt wird.²¹ Es zeigt sich hierbei die Notwendigkeit, die ökologischen „Trade-offs“ des Wirtschaftswachstums transparent und vergleichbar zu bestimmen. Die physischen und monetären Gewichtungen der IUGR können im Rahmen ihrer Aussagekraft hierzu wichtige Beiträge liefern.

Es erscheint daher notwendig, dass die amtliche Statistik (auch in der Bundesrepublik) ihre Vorbehalte gegenüber der IUGR aufgibt – vor allem da sie ja explizit als (zur VGR paralleles) Satellitensystem formuliert wurde. Ein derartiger Satellit sollte es den Datennutzern und Entscheidungsträgern erlauben, das für sie jeweilig vorteilhafte System selbst auszuwählen. So dürfte die konventionelle VGR weiterhin für die Beurteilung und Beeinflussung der kurz- und mittelfristigen Wirtschaftszyklen unentbehrlich sein. Für die langfristige Nachhaltigkeitsanalyse und ihrer Verknüpfung mit dem laufenden Wirtschaftsgeschehen sollte dagegen die IUGR zum Zuge kommen.

Sollten wir nicht für die jeweilige Zielsetzung diejenigen Informationen bekommen, welche wir benötigen – an Stelle von akkuraten Daten, die für eine fundierte ökologisch orientierte Wirtschaftspolitik nur begrenzt brauchbar sind?

²¹ Vgl. den Überblick des *Economist* vom 2.–8. Februar 2002, S. 15–16 und 71–72.

Literatur

- Adriaanse, A. (1993): Environmental Policy Performance Indicators. The Hague: The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment.
- Adriaanse, A. et al. (1997): Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Akita, T. and Y. Nakamura (eds) (2000): Green GDP Estimates in China, Indonesia, and Japan: An Application of the UN Environmental and Economic Accounting System. Tokyo: The United Nations University.
- Alfsen, K.H., T. Bye and L. Lorentsen (1987): Natural Resource Accounting and Analysis in Norway. Oslo: Central Bureau of Statistics.
- Alisjahbana, A S. (2000): SEEA and Green GDP for Indonesia. In: T. Akita and Y. Nakamura (eds), Green GDP Estimate in China, Indonesia, and Japan: An Application of the UN Environmental and Economic Accounting System, Tokyo: United Nations University.
- Arndt, H.-W., B. Hillebrand und W. Ströbele (1998): Ökosteuern und Nachhaltigkeit – Chancen und Risiken bestehender und vorgeschlagener Energiesteuerkonzepte und deren Übertragbarkeit auf Deutschland. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 11, 338–357.
- Ayres, R.U. (1976): Environment Statistics – Draft Guidelines for Statistics on Material/Energy Balances. United Nations Report of the Secretary-General (E/CN.3/492).
- Bach, S. et al. (2001a): Die ökologische Steuerreform in Deutschland: Eine modellgestützte Analyse ihrer Wirkungen auf Wirtschaft und Umwelt. Heidelberg: Physica-Verlag.
- Bach, S. et al. (2001b): Modellgestützte Analyse der ökologischen Steuerreform mit LEAN, PANTA RHEI und dem Potsdamer Mikrosimulationsmodell. DIW Discussion Paper Nr. 248, Berlin: DIW.
- Bartelmus, P. (1994): Towards a Framework for Indicators of Sustainable Development. DESIPA Working Paper Series No. 7, New York: United Nations.
- Bartelmus, P. (1998): The value of nature – valuation and evaluation in environmental accounting. In: K. Uno and P. Bartelmus (eds), Environmental Accounting in Theory and Practice, Dordrecht, Boston and London: Kluwer.
- Bartelmus, P. (2000): Sustainable development: paradigm or paranoia? International Journal of Sustainable Development 3, 358–369.
- Bartelmus, P. (2001a): Accounting for sustainability: greening the national accounts. In: M.K. Tolba (ed.), Our Fragile World, Challenges and Opportunities for Sustainable Development, Forerunner to the Encyclopedia of Life Support Systems, Vol. II, Oxford: EOLSS Publishers.
- Bartelmus, P. (2001b): Zur Rolle neuer Indikatoren in Nachhaltigkeitsmessung und -analyse. In: P. Bartelmus (Hrsg.), Wohlstand entschleiern – Über Geld, Lebensqualität und Zukunftsfähigkeit, Stuttgart: Hirzel.
- Bartelmus, P. (2002): Dematerialization and Capital Maintenance: Two Sides of the Sustainability Coin. Wuppertal Papers No. 120, Wuppertal: Wuppertal Institut.
- Bartelmus, P. und A. Vesper (2000): Umweltökonomische Gesamtrechnung: Monetäre Bewertung und Stoffstrommessung. In: S. Hartard, C. Stahmer und F. Hinterberger (Hrsg.), Magische Dreiecke – Berichte für eine nachhaltige Gesellschaft, Band 1: Stoffflussanalysen und Nachhaltigkeitsindikatoren, Marburg: Metropolis.
- Baumol, W.J. and W.E. Oates (1971): The use of standards and prices for protection of the environment. Swedish Journal of Economics 73, 42–54.
- Becker, B. (2000): Die neuen Erhebungen nach dem Umweltstatistikgesetz. Wirtschaft und Statistik 7/2000, 523–528.
- Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Umweltökonomische Gesamtrechnungen – Vierte und abschließende Stellungnahme zu den Umsetzungskompetenzen des Statistischen Bundesamtes. Wiesbaden.

- Binswanger, H.C. et al. (1979): Wege aus der Wohlstandsfalle – der NAWU-Report: Strategien gegen Arbeitslosigkeit und Umweltzerstörung. Frankfurt: Fischer.
- Binswanger, H.C. et al. (1983): Arbeit ohne Umweltzerstörung – Strategien einer neuen Wirtschaftspolitik. Frankfurt: Fischer.
- Binswanger, H.C. (1995): Energiesteuer: Rohstoffe sparen, Arbeit und Renten sichern. In: Konrad Adenauer Stiftung (Hrsg.), Ökologische Steuerreform – Argumente Pro und Kontra, Interne Studie Nr. 112/195, Sankt Augustin: Konrad-Adenauer-Stiftung.
- Böhringer, C. und R. Schwager (2002): Die ökologische Steuerreform in Deutschland – Ein umweltpolitisches Feigenblatt. Discussion Paper No. 02-14, Mannheim: Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung.
- Bringezu, S. (2000): Ressourcennutzung in Wirtschaftsräumen, Stoffstromanalysen für eine nachhaltige Raumentwicklung. Berlin u.a.: Springer.
- Bringezu, S. (2002): Towards Sustainable Resource Management in the European Union. Wuppertal Papers No. 121, Wuppertal: Wuppertal Institut.
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (1995): Abfluß- und Wasserbilanz der Bundesrepublik Deutschland. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Jahresbericht 1995.
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMVEL) (1998): Waldbericht der Bundesregierung. Bonn: BMVEL.
- Bundestag (2002): Antwort auf Kleine Anfrage der CDU/CSU-Fraktion. Bundestagsdrucksache 14/8075, Berlin: Deutscher Bundestag.
- Carson, R. (1965): Silent Spring. London: Penguin.
- Cobb, C., T. Halstead and J. Rowe (1995): If the GDP is up, why is America down? The Atlantic Monthly, October 1995, 59-78.
- Commission of the European Communities (2001): Communication from the Commission, Structural Indicators, COM (2001) 619 final, Brussels.
- Domingo, E.V. (1998): Philippines: Adaptation of the United Nations system of environmental accounting. In: K. Uno and P. Bartelmus (eds), Environmental Accounting in Theory and Practice, Dordrecht, Boston and London: Kluwer.
- Eurostat (2001): Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators, a Methodological Guide. Luxembourg: European Communities.
- Fichtner, W. et al. (1998): Zur Effizienz einer länderübergreifenden Zusammenarbeit bei der Klimavorsorge – Analyse des Umweltregimes Joint Implementation unter Einbezug eines Emissionsrechtehandels für die Bundesrepublik Deutschland, die Russische Föderation und Indonesien. Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institut für Industriebetriebslehre und Industrieproduktion.
- Fischer-Kowalski, M. and C. Amann (2001): Beyond IPAT and Kuznets curves: Globalization as a vital factor in analysing the environmental impact of socio-economic metabolism. Population and Environment 23 (1), 7–47.
- Frohn, J., U. Leuchtmann und R. Kräussl (1998): Fünf makroökonomische Modelle zur Erfassung der Wirkungen umweltpolitischer Maßnahmen, eine vergleichende Betrachtung. Band 7 der Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Goldsmith, E. et al. (1972): Blueprint for Survival. Boston: Houghton Mifflin.
- Goulder, I.H. 1995: Environmental taxation and the double dividend, a readers' guide. International Tax and Public Finance 2, 157–183.
- Gruhl, H. (1975): Ein Planet wird geplündert, die Schreckensbilanz unserer Politik. Frankfurt: Fischer.
- Gschwendtner, H. (2000): Umweltökonomie. In: S. Schaltegger (2000) (Hrsg.), Studium der Umweltwissenschaften: Wirtschaftswissenschaften, Berlin u.a.: Springer.

- Hammer, C. (1999): Die aktuelle Einschätzung der Fischbestände im Nordatlantik, Nord- und Ostsee. Bericht des Internationalen Rates für Meeresforschung vom Mai 1999, Hamburg: Bundesforschungsanstalt für Fischerei.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (1999): ICES Cooperative Research Report No. 229, Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management 1998, Part 1 and 2.
- Kapp, K.W. (1950): *The Social Costs of Private Enterprise*. Boston: Harvard University Press.
- Kapp, K.W. (1971): *The Social Costs of Private Enterprise*, New York: Schocken Books.
- Keuning, S.J. and M. de Haan (1998): Netherlands: What's in a NAMEA? Recent results. In: K. Uno and P. Bartelmus (eds), *Environmental Accounting in Theory and Practice*, Dordrecht, Boston and London: Kluwer.
- Leipert, C. (1984): Bruttosozialprodukt, defensive Ausgaben und Nettowohlfahrtsmessung – Zur Ermittlung eines von Wachstumskosten bereinigten Konsumindikators. *Zeitschrift für Umweltpolitik* 3, 229-255.
- Linz, M. et al. (2002): Von nichts zu viel – Suffizienz gehört zur Zukunftsfähigkeit. Wuppertal Paper Nr. 125, Wuppertal: Wuppertal Institut.
- Lomborg, B. (2001): *The Skeptical Environmentalist: Measuring the Real State of the World*. Cambridge and others: Cambridge University Press.
- Matthews, E. et al. (2000): *The Weight of Nations. Material Outflows from Industrial Economies*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers and W.W. Behrens III (1972): *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- Moldan, B., S. Billharz and R. Matravars (eds) (1997): *Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. Chichester and others: Wiley.
- Nachhaltigkeitsrat (2002) (Hrsg.): *Ökosteuer – Stand der Diskussion und der Gesetzgebung in Deutschland, auf der EU-Ebene und in anderen europäischen Staaten, Endbericht*. Berlin: Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik.
- Nakamura, Y. (2000): SEEA and Green GDP for Japan. In: T. Akita and Y. Nakamura (eds), *Green GDP Estimates in China, Indonesia, and Japan: An Application of the UN Environmental and Economic Accounting System*, Tokyo: United Nations University.
- Nordhaus, W.D. and J. Tobin (1972): *Is growth obsolete? Fiftieth Anniversary Colloquium V*, New York: National Bureau of Economic Research.
- O'Connor, M. (2000): *Natural Capital, Environmental Valuation in Europe*. Policy Research Brief No. 3, Cambridge Research for the Environment.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1994): *Environmental Indicators*. Paris: OECD.
- Osborn, D. and T. Bigg (1998): *Earth Summit II, Outcomes and Analysis*. London: Earthscan.
- Pezzey, J. (1989): *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*. Environment Department Working Paper No. 15, Washington, D.C.: The World Bank.
- Pigou, A. C. (1932, 4th edn): *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.
- Riege-Weislo, W. und A. Heinze (1999): Empirical results and experiences for the estimation of selected nitrogen abatement cost curves in Germany. *International Journal for Sustainable Development* 2 (1), 95-126.
- Schmidt-Bleek, F. (1994): *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? Mips das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Berlin, Basel und Boston: Birkhäuser.
- Schoer, K. (2001): Das „Ökoinlandsprodukt“ wird es nicht geben. In: P. Bartelmus (Hrsg.): *Wohlstand entschleiern – Über Geld, Lebensqualität und Zukunftsfähigkeit*, Stuttgart: Hirzel.
- Schoer, K. et al. (2000): *Bericht des Statistischen Bundesamtes zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2000*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

- Secretary-General of the United Nations (2000): Millenium Report.
<http://www.un.org/millennium/sg/report/>
- Stahmer, C. (2000): Das magische Dreieck der Input-Output-Rechnung. In: S. Hartard, C. Stahmer und F. Hinterberger, Magische Dreiecke – Berichte für eine nachhaltige Gesellschaft, Bd. 1 Stoffflussanalysen und Nachhaltigkeitsindikatoren, Marburg: Metropolis.
- Stahmer, C., M. Kuhn und N. Braun (1997). Physische Input-Output-Tabellen 1990. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden: Metzler Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (1998): Umwelt, Fachserie 19, Reihe 4 Umweltökonomische Gesamtrechnungen – Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2001a): Physische Input-Output-Tabellen 1995.
www.destatis.de/allg/d/veroeff/inouttab.htm
- Statistisches Bundesamt (2001b): Statistisches Jahrbuch 2001. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2002): Umweltökonomische Gesamtrechnungen 2002 (Presseexemplar). Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Umweltbundesamt (1992): Daten zur Umwelt 1990/91. Berlin: Erich Schmidt.
- United Nations (1984): A Framework for the Development of Environment Statistics. New York: United Nations (sales no. E.84.XVII.12).
- United Nations (1988): Concepts and Methods of Environment Statistics: Human Settlement Statistics – A Technical Report. New York: United Nations (sales no. E.88.XVII.14).
- United Nations (1991): Concepts and Methods of Environment Statistics: Statistics of the Natural Environment – A Technical Report. New York: United Nations (sales no. E.91.XVII.18).
- United Nations (1993): Integrated Environmental and Economic Accounting. New York: United Nations (sales no. E.93.XVII.12).
- United Nations (1994): Earth Summit – Agenda 21, The United Nations Programme of Action from Rio. New York: United Nations (sales no. E.93.II.11)
- United Nations (2000): Integrated Environmental and Economic Accounting – An Operational Manual, New York: United Nations (sales no. E.00.XVII.17).
- United Nations (2001): Indicators of Sustainable Development, Guidelines and Methodologies. New York: United Nations (sales no. E.01.II.A.6).
- United Nations (2002a): <http://unstats.un.org/unsd/environment/software.htm>
- United Nations (2002b): International Conference on Financing for Development (Monterrey, 22 March 2002). United Nations document: A/CONF. 198/3.
- United Nations et al. (1993): System of National Accounts, New York et al.: United Nations (sales no. E.94.XVII.4)
- United Nations et al. (in Vorb.): System of Environmental and Economic Accounting, SEEA 2000. New York and others.
- United Nations Development Programme (UNDP) (jährlich): Human Development Report, Oxford: Oxford University Press.
- Uno, K. and P. Bartelmus (1998) (eds): Environmental Accounting in Theory and Practice. Dordrecht, Boston and London: Kluwer.
- Von Weizsäcker, E.U., A.B. Lovins und L.H. Lovins (1995): Faktor 4: Doppelter Wohlstand – halbiertes Naturverbrauch. München: Droemer Knauer.
- World Bank (1997): Expanding the Measure of Wealth, Indicators of Environmentally Sustainable Development, Washington D.C.: World Bank.
- World Commission on Environment and Development (WCED) (1987): Our Common Future. Oxford: Oxford University Press.